



Susanna Rinta

**EU:n vesipuitedirektiivin soveltaminen  
Suomen oloissa:  
Tapaustarkasteluna Säkylän Pyhäjärvi**



Helsingin Yliopisto  
Taloustieteen laitos  
Selvityksiä nro 35  
Helsinki 2005



**EU:N VESIPUITEDIREKTIIVIN SOVELTAMINEN SUOMEN  
OLOISSA: TAPAUSTARKASTELUNA SÄKYLÄN  
PYHÄJÄRVI**

Pro Gradu –tutkielma  
Susanna Rinta

Helsingin Yliopisto  
Taloustieteen laitos  
Ympäristöekonomia  
Elokuu 2005

Tiedekunta/Osasto — Fakultet/Sektion — Faculty		Laitos — Institution — Department	
Maatalous-metsätieteellinen tiedekunta		Taloustieteen laitos	
Tekijä — Författare — Author			
Susanna Rinta			
Työn nimi — Arbetets titel — Title			
EU:n vesipuitedirektiivin soveltaminen Suomen oloissa: Tapaustarkasteluna Säkylän Pyhäjärvi			
Oppiaine — Läroämne — Subject			
Ympäristöekonomia			
Työn laji — Arbetets art — Level		Aika — Datum — Month and year	Sivumäärä — Sidoantal — Number of pages
Pro gradu -tutkielma		Elokuu 2005	66
Tiivistelmä — Referat — Abstract			
<p>Tutkimuksessa tarkastellaan EU:n vesipolitiikan puitedirektiiviä ja sen toimeenpanon vaatimuksia järviympäristössä. Toimeenpanon vaikutusten tarkastelussa käytetään esimerkkitapauksena Lounais-Suomessa sijaitsevaa Säkylän Pyhäjärveä.</p> <p>Tutkimuksen tarkoituksena on esitellä vesipolitiikan puitedirektiivin keskeisimmät tavoitteet ja käsitteet. Lisäksi tarkastellaan direktiivissä asetettujen ympäristötavoitteiden, niiden saavuttamisen kustannustehokkuuden ja osallistumisen toteutumista valitulla esimerkkialueella.</p> <p>Tarkastelu on suoritettu yhdistämällä Pyhäjärven alueella tehtyjä tutkimuksia veden laadusta, siihen vaikuttavista tekijöistä ja näiden tekijöiden kontrolloinnin kustannuksista, sekä tiedoilla direktiivin toimeenpanon yleisistä kriteereistä Suomessa. Tietojen avulla määritettiin direktiivin mukainen hyvä ekologinen tila ja sen toteuttava kokonaisfosforitaso Pyhäjärvellä. Tämän jälkeen määritettiin hyvän ekologisen tilan edellyttämä vähennys ulkoisessa fosforikuormituksessa. Määritetyn fosforin vähennystavoitteen myötä voitiin laskea kustannustehokas ratkaisu käytettyjen ulkoista kuormitusta kontrolloivien vesiensuojelutoimenpiteiden yhdistelmälle, sekä saatiin suuntaa antava kustannusarvio direktiivin toteuttamiselle. Tämän perusteella on voitu myös määrittää rajat kustannustehokkaalle hoitokalastukselle, jonka avulla voidaan vähentää järven sisäistä kuormitusta.</p> <p>Työn tuloksena saatiin hyvän ekologisen tilan tuottava vähennystavoite Pyhäjärven kokonaisfosforipitoisuudelle. Lisäksi saatiin selville, että ulkoisen kuormituksen vähentämisen kustannuksiin voidaan vaikuttaa merkittävästi säätelemällä hoitokalastuksen intensiteettiä. Mikäli järven kokonaisfosforipitoisuutta voidaan vähentää sisäisen kuormituksen kontrolloinnin kautta halvemmalla, kuin vastaavalla fosforin vähennyksellä ulkoisen kuormituksen kautta, saadaan kustannussäästöä yhteiskunnallista hyötyä.</p>			
Avainsanat — Nyckelord — Keywords			
Vesipolitiikan puitedirektiivi, hyvä ekologinen tila, kustannustehokkuus, osallistuminen, fosforikuormitus			
Säilytyspaikka — Förvaringsställe — Where deposited			
Maatalous-metsätieteellinen tiedekunta, Taloustieteen laitos; Viikin tiedekirjasto			
Muita tietoja — Övriga uppgifter — Further information			

# SISÄLLYS

<b>1 JOHDANTO.....</b>	<b>1</b>
1.1 VESIPOLITIIKAN PUITEDIREKTIIVI SUOMEN NÄKÖKULMASTA .....	2
1.2 TUTKIMUKSEN TAVOITTEET .....	5
<b>2 DIREKTIIVIN TAVOITTEET JA SISÄLTÖ.....</b>	<b>7</b>
2.1 TOIMET VESIEN PILAANTUMISEN EHKÄISEMISEKSI.....	8
2.2 DIREKTIIVIN YMPÄRISTÖTAVOITTEET.....	8
2.3 DIREKTIIVIN TOTEUTUS .....	12
2.4 TOIMEENPANON SEURANTA .....	16
<b>3 DIREKTIIVIN TOIMEENPANO SÄKYLÄN PYHÄJÄRVELLÄ: TUTKIMUSSTRATEGIA.....</b>	<b>18</b>
3.1 TOIMEENPANON VAATIMUKSIA VESISTÖN EKOLOGISELLE TILALLE.....	19
3.2 SÄKYLÄN PYHÄJÄRVI ESIMERKKINÄ PUITEDIREKTIIVIN TOTEUTUKSESTA.....	22
3.3 PYHÄJÄRVEN EKOLOGINEN TILA JA VERTAILUOLOJOT.....	24
3.4 HYVÄN EKOLOGISEN TILAN TUOTTAVA FOSFORITASO PYHÄJÄRVELLÄ.....	30
<b>4 DIREKTIIVIN TALOUDELLISTEN VAIKUTUSTEN TARKASTELU.....</b>	<b>35</b>
4.1 PYHÄJÄRVELLÄ TOTEUTETUT PUHDISTUSTOIMENPITEET JA NIIDEN TEHOKKUUS .....	35
4.2 PUHDISTUSKUSTANNUSTEN MÄÄRITTELY .....	42
4.3 KUSTANNUSARVIO DIREKTIIVIN TOTEUTTAMISELLE .....	47
<b>5 TOIMEENPANON SOSIAALISET VAIKUTUKSET .....</b>	<b>53</b>
5.1 KYLÄSUUNNITTELU PYHÄJÄRVEN VESIENSUOJELUSSA .....	55
5.2 OSALLISTUMISEN TOTEUTUMINEN .....	57
<b>6 LOPPUPÄÄTELMÄT .....</b>	<b>58</b>
<b>LÄHDELUETTELO .....</b>	<b>61</b>

# 1 Johdanto

Vesien suojelulla on pitkä historia EU-tasolla, mutta vasta vesipolitiikan puitedirektiivin myötä vuonna 2000 luotiin puitteet nykyisten ja tulevien jäsenmaiden lainsäädännön yhtenäistämiseksi vesien suojelussa; tavoitteena turvata veden ekologinen laatu yhtenäisen yhteisön vesipolitiikan avulla. EU:n vesipolitiikka ennen vesipuitedirektiiviä voidaan jakaa kolmeen periodiin alkaen vuodesta 1973. Ensimmäisen jakson (1973-86) aikana EU:ssa julkaistiin kolme ympäristöohjelmaa, joiden ympäristödirektiivien tavoitteena oli terveyden suojaaminen ja markkinahäiriöiden välttäminen. Neljännen puiteohjelman kehyksissä vuosina 1987-92 Euroopan yhteisen ympäristöpolitiikan tavoitteena oli päästöjen kontrollointi ja ympäristön suojelu. Tämän vesipolitiikan toisen vaiheen aikana luotiin kaksi uutta vesidirektiiviä, joista toinen asetti jäteveden käsittelylle selkeät laadulliset tavoitteet. Toinen uusi vesidirektiivi pyrki maatalouden vesistö päästöjen kontrollointiin säättämällä nitraattien käytön vähentämisestä. Vesipolitiikan kolmas periodi alkoi ympäristöpolitiikan viidennen puiteohjelman myötä vuonna 1993 ja jatkuu edelleen vuonna 2000 alkaneessa kuudennessa puiteohjelmassa. Ympäristöpolitiikan tavoitteina ovat kestävä kehitys, ympäristöpolitiikan integroitu johtaminen ja toissijaisuusperiaate. (Kallis & Butler 2001, 126-128.)

Direktiivit vesistön saastumiselle keskittyivät tiettyjen päästöjen tason sääntelyyn, jossa asetettiin tietyille päästöille yksiselitteiset päästörajat. Vaikka tämän tyyppisten direktiivien ajateltiin olevan hallinnollisesti helppoja toteuttaa, on käytäntö osoittautunut päinvastaiseksi. Direktiivissä nitraattien käytön vähentämisestä kokeiltiin ensi kertaa puitedirektiivin mallia, jossa jäsenmaat saivat itse päättää keinot, joilla asetetut tavoitteet saavutetaan. Tulokset olivat heikkoja ja niiden myötä on epäilty puitedirektiivien toimivuutta. Direktiivissä jätevesien käsittelystä taas annettiin tarkat tavoitteet ja ohjeistukset toiminnasta ja sen toimeenpano on toteutettu tuloksellisesti, vaikka sen toteuttamiskustannukset nousivat korkeiksi. (Kallis & Nijkamp 1999, 1-7.) Myös muilla neljännen puiteohjelman ympäristödirektiiveillä oli vaikutuksia vesistöjen laatuun. Vesipolitiikan kolmannen vaiheen myötä havaittiin tarve taata veden ekologinen kestävyys ja muokata vanhoja uima- ja juomavesidirektiivejä, mikä johti vesipolitiikan puitedirektiivin suunnitteluun. (Kallis & Butler 2001, 126-128.)

Vesipolitiikan puitedirektiivi tuo ensi kertaa kaikki EU:n alueen vesistöt suojelun piiriin ja säättää yhtäläisesti niin pinta- kuin pohjavesienkin suojelusta (Holzwarth 2002, 107). Jo ensimmäisestä ympäristöohjelmasta lähtien on pyritty suojaamaan vesien laatua direktiivein ja vesipolitiikkaa ohjasivat säännökset veden käytöstä ja päästöistä vesistöihin. Direktiivit veden käytöstä perustuivat laadullisiin tavoitteisiin, jotka tuli saavuttaa tietyissä vesistöissä tietyn aikataulun puitteissa ja joiden avulla määritettiin standardit juomaveden ja veden käsittelyn laadulle, vesistön uimakelpoisuudelle ja kalastusvesille. Näillä säännöksillä on todettu olleen niiden varsinaisten tavoitteiden lisäksi myös positiivisia sivuvaikutuksia ympäristön tilalle. (Kallis & Nijkamp 1999, 1-5.)

Annetun vesipolitiikan puitedirektiivin tavoitteiden voidaan katsoa jakautuvan kolmeen osaan. Ensinnäkin, direktiivin ympäristötavoitteena on vesien hyvä ekologinen laatu. Vesien hyvä laatu edellyttää että ne eivät poikkea paljoa luonnontilastaan. Toiseksi, ympäristötavoitteet tulee pyrkiä saavuttamaan kustannustehokkaasti. Direktiivissä säädetään niin laadullisista tavoitteista kuin määrärajoitteistakin, ja jäsenvaltio saa toimia itselleen taloudellisesti tehokkaimmalla tavalla. Viimeisenä tavoitteena on taata tavoitteiden saavuttaminen laajan yhteistyön turvin. Direktiivin ympäristötavoitteet ovat kunnianhimoisia ja niiden toteutumiseen tarvitaan paljon yhteistyötä eri sektoreiden kesken. Yleisön tietoisuus ja kiinnostus vesiensuojeluun on kasvanut vesien huonontuneen tilan myötä ja siksi direktiivissä säädetään kaikkien tahojen mahdollisuudesta osallistua tavoitteiden saavuttamiseen.

## **1.1 Vesipolitiikan puitedirektiivi Suomen näkökulmasta**

Suomessa, kuten muissakin EU-maissa on kansallisesti sopeuduttava uuteen vesipolitiikan puitedirektiiviin. Eri maiden erilaiset ympäristöongelmat ja olosuhteet luovat yhteisön ympäristöpolitiikalle hyvin erilaiset haasteet ja puitteet toimia eri puolilla Eurooppaa (Lindholm 2002, 37). Vesipuitedirektiivi luo jäsenmaihin yhtenäisen tavan hallinnoida vesistöjä, mutta sen tehokas toimeenpano vaatii tietynlaiset hallinnolliset puitteet (Mäkinen 2000, 71). Barnesin ja Barnesin (1999, 102-106) mukaan haasteita toimeenpanolle aiheuttaa myös direktiivin vienti kunkin maan

kansalliseen lainsäädäntöön, mikä voi olla pitkäkestoinen prosessi, koska direktiivit aiheuttavat yleensä muutoksia moneen eri alan lainsäädäntöön. Toisaalta haasteena on käytännön toimeenpano, jota yleensä vaikeuttaa sen etäisyys lainsäädännön suunnittelusta.

Suomen nykyisessä vesilainsäädännössä vesilaissa säädetään vesien käytöstä, johon ei sovelleta pilaamiskieltonormistoa, kuten vesirakentamisesta ja veden hankinnasta. Vesiensuojelu taas kuuluu ympäristönsuojelulain piiriin IPPC-direktiivin (96/61/EY) myötä, jossa säädetään ympäristön pilaantumisen integroidusta ehkäisemisestä ja vähentämisestä. Ympäristönsuojelulaissa säädetään näin ulkoisten päästöjen, kuten jäteveden ja kemikaalien, aiheuttamasta veden pilaantumisesta. Vesien pilaantumista aiheuttavat hankkeet ovat luvanvaraisia, mutta hajapäästöluonteisen toiminnan katsotaan kuitenkin olevan luvanvaraisuuden ulkopuolella. Pohjaveden pilaamiskielto on ehdoton. (Hollo, Mehling & Taina 2003, 281-283.) Lisäksi vuonna 2001 tuli voimaan vesihuoltolaki, jossa säädetään vesihuollon järjestämisestä ja vesihuoltolaitoksista huomioiden vesipuitedirektiivin edellyttämä kustannusten kattamisen periaate (Ketola 2001, 182-183).

Keväällä 2004 ilmestyi ehdotus vesipuitedirektiivin täytäntöönpanoa koskevaksi lainsäädännöksi, joka lisättiin kansalliseen lainsäädäntöön joulukuussa 2004. Direktiivin myötä annettiin puitelaki vesienhoidon järjestämisestä, joka on vesien suunnittelujärjestelmää koskeva peruslaki ja jonka ”tarkoituksena on ennen muuta panna täytäntöön vesipolitiikan puitteista annetun direktiivin keskeiset velvoitteet vesienhoidon järjestämiseksi”. Siinä säädetään vesienhoitoalueista ja niillä sijaisevien ympäristökeskusten yhteistyöstä, kansainvälisestä yhteistyöstä, vesien tilaan vaikuttavien tekijöiden selvittämisestä, vesien tilan yleisistä tavoitteista, vesien ominaispiirteiden tarkastelusta, luokittelusta, vesienhoidon suunnittelusta ja toimenpideohjelmista sekä kansallisesta osallistumisesta vesienhoidon järjestämiseen.

Lailla ei luoda velvoitteita toiminnan harjoittajille tai kansalaisille, koska se luo vesienhoidolle vain puitteet. Lain täytäntöönpanosta ja seurannasta vastaavat ympäristöministeriö ja maa- ja metsätalousministeriö velvoitteidensa mukaan ja ympäristöministeriön vastuulla on myös raportointi tehdyistä toimenpiteistä EU komissiolle. Suomen ympäristökeskus (SYKE) vastaa asiantuntija-, seuranta- ja

määrittelytehtävistä ja alueellisten ympäristökeskusten vastuulle jää lain konkreettinen täytäntöönpano. Jotta vesienhoitosuunnitelmat tulisivat kansallisesti vahvistetuiksi, tulee ne hyväksyttävä aikanaan valtioneuvoston yleisistunnossa. Lain myötä tehtiin myös joitakin muutoksia ja lisäyksiä ympäristö- ja vesilakiin. Vesienhoitoalueita koskevan asetuksen perusteella Suomeen perustetaan viisi kansallista vesienhoitoaluetta, jotka vastaavat direktiivin määritelmää vesipiireistä. (Vesienhoidon suunnittelu ja ... 2004.)

Direktiivin toteutus kulminoituu pitkälle sen myötä laadittavan toimenpideohjelman toimenpiteiden ympärille. Jos vesistöjen tavoitetilan saavuttaminen vuoteen 2015 edellyttää toimenpiteitä, tulee niiden tarve ensin kartoittaa. Kun tunnetaan tavoitetilan laatutekijöiden arvot sekä vesistön nykyinen tila, voidaan edelleen kartoittaa tarvittavia toimenpiteitä, joilla tavoiteltu tila on mahdollista saavuttaa. Toimenpiteiden mahdollistamiseksi taas tarvitaan uusia ohjauskeinoja, eli muutoksia tai tehostamista ympäristöpolitiikan ohjauskeinoihin. Jos vesien tilan todetaan olevan direktiivin vaatimusten mukainen, ei toimenpideohjelmaa tarvitse toteuttaa.

Suomessa on jo ennestään korkeat standardit veden laadulle, joten direktiivin laadulliset vaatimukset eivät tule aiheuttamaan suuria ongelmia (Lindholm 2002, 69.) Vesien laadun seurannan toteuttaminen on alueellisten ympäristökeskusten ja SYKE:n vastuulla. Valtakunnallisilla ja alueellisilla seurannoilla sekä likaantuneiden alueiden velvoitetarkkailuilla kerätään tietoa vesien hetkellisestä sekä pidemmän aikavälin tilasta ja vedenlaadun mahdollisista kehityssuunnista. Seurannasta saatujen, lähinnä fysikaalis-kemiallisten laatutekijöiden ja muutamien biologisten muuttujien perusteella arvioidaan kuinka paljon ihmistoiminnalla on ollut vaikutusta veden laatuun verrattuna luonnonoloihin ja luokitellaan vesistön tila erinomaiseksi, hyväksi, tyydyttäväksi, välttäväksi tai huonoksi. Direktiivin vaatimus vesien hyvästä ekologisesta tilasta korostaa myös biologisten tekijöiden vaikutusta veden tilaan (Mäkinen 2000, 12, 46). Ekologisen luokituksen tavoitteena on määrittää ensin alueiden luontaiset vesistötyypit ja tämän jälkeen kartoittaa ihmistoiminnan vaikutukset veden laatuun ja luokitella vesistöt niiden tilan mukaan. Vesien luokittelu niiden tilan mukaan eroaa Suomessa aiemmin käytetystä luokittelusta, jossa vesiä arvioitiin niiden käyttökelpoisuuden mukaan. Tämän takia aiempi ja direktiivin mukainen luokitus eivät ole vertailukelpoisia. (Heinonen 2002, 4-5.) Vesistöjen laadullinen kartoitus tulee vaatimaan paljon resursseja, koska Suomessa on 4500 järveä ja 20 000 km jokia, joille



on direktiivin myötä määritettävä normien mukainen vedenlaadun ekologinen luokitus. Vesienhoitoalueiden toimenpide- ja suojeluohjelmat luodaan seutukaavoituksen puitteissa. Seutukaavoitus on osa maakuntien kehitysstrategiaa, jonka luominen on maakunnallisten liittojen eli kuntien yhteenliittymien vastuulla. (Mäkinen 2000, 43, 61-63.)

## 1.2 Tutkimuksen tavoitteet

Tässä työssä pyritään selvittämään mitä vesipuitedirektiivin soveltaminen käytännössä tarkoittaa. Tutkimuksen ensimmäinen tavoite on esitellä EU:n vesipolitiikan puitedirektiivi: Työssä pyritään käymään direktiivin sisältö lyhyesti läpi. Lisäksi perehdytään tarkemmin direktiivin edellytyksiin järvien hyvälle tilalle ja niiden tilan parantamiseen liittyviin toimenpiteisiin pohjustukseksi työn toiselle tavoitteelle.

Tutkimuksen toinen tavoite on tarkastella direktiivin toimeenpanon vaikutuksia käyttäen esimerkkitapauksena Säkylän Pyhäjärveä. Tarkastelu jakautuu kolmeen osaan, josta ensimmäinen keskittyy direktiivin ympäristötavoitteisiin, eli Pyhäjärvelle pyritään määrittämään tavoiteltu hyvä ekologinen tila. Tämän jälkeen tarkastellaan tavoitetilan saavuttamisen kustannuksia valituilla puhdistustoimenpiteillä. Kolmanneksi keskustellaan direktiivin sosiaalisista vaikutuksista, eli onko direktiivillä ollut vaikutusta yleiseen kiinnostukseen ja mahdollisuuksiin osallistua Pyhäjärven veden tilan parantamiseen.

Pyhäjärven avulla tarkastellaan vesipuitedirektiivin ympäristötavoitteiden toteutumisen edellyttämiä toimenpiteitä ja niiden toteuttamisen kustannuksia järviympäristössä. Pyhäjärven veden laatu kärsii rehevöitymisestä. On osoitettu, että järven kasviplanktonin tuotantoa säätelee saatavilla olevan fosforin määrä (Kirkkala 2001). Näin ollen tässä työssä vesipuitedirektiivin ympäristötavoitteiden saavuttaminen on kiinnitetty Pyhäjärven veden kasviplanktonin säätelyyn. Vesiensuojelutoimenpiteiden kustannusten kartoituksella pyritään selvittämään pystytäänkö direktiivin tavoitteet saavuttamaan kustannustehokkaasti vai joudutaanko direktiivin mukaisista ympäristötavoitteista tinkimään niiden suurten toteutuskustannusten takia.

Tämän myötä voidaan myös pohtia vesipuitedirektiivin ympäristötavoitteiden toteutumismahdollisuuksia. Vesipuitedirektiivin toimeenpano Suomessa on edelleen kesken, eikä tarkkoja ohjeita tai käytäntöä sen soveltamiseen ole vielä luotu. Tämän työn tarkoituksena on tältä pohjalta tehdä suuntaa antava analyysi direktiivin toteutettavuudesta huomioimalla asetetut ympäristötavoitteet ja niiden saavuttamisen kustannukset.

Työ etenee seuraavasti: Luvussa kaksi kuvataan nykyinen vesipolitiikan puitedirektiivi. Tämän jälkeen luvussa kolme rakennetaan tutkimusstrategia direktiivin vaikutusten tarkastelulle Säskylän Pyhäjärvellä sekä selvitetään direktiivin toimeenpanon vaatimuksia vesistön ekologiselle tilalle yleensä ja valitulla esimerkkialueella. Luvuissa neljä ja viisi käydään läpi direktiivin mukainen kustannustarkastelu ja sen sosiaaliset vaikutukset valitulla kohdealueella. Viimeisessä luvussa esitellään loppupäätelmät.

## 2 Direktiivin tavoitteet ja sisältö

Vesipolitiikan puitedirektiivi on syntynyt EU:n sisällä monien vaiheiden kautta. Euroopan Parlamentin ja Euroopan Unionin neuvoston direktiivi 2000/60/EY yhteisön vesipolitiikan puitteista annettiin 23.10.2000 ja se astui voimaan 22.12.2000, jolloin se julkaistiin Euroopan Yhteisöjen virallisessa lehdessä. Koko luvun 2 tekstin perustana on vesipolitiikan puitedirektiivi 2000/60/EY.

Vesipolitiikan puitedirektiivin tarkoituksena on sen ensimmäisen artiklan mukaan luoda lainsäädännölliset puitteet, joilla voidaan ”osaltaan turvata hyvänlaatuisten pinta- ja pohjavesien riittävä saanti kestävä, tasapainoista ja oikeudenmukaista veden käyttöä varten, vähentää merkittävästi pohjaveden pilaantumista, suojella alue- ja merivesiä sekä edistää asiaan liittyvien kansainvälisten sopimusten tavoitteiden saavuttamista” (Vesipolitiikan puitedirektiivi 23.10.2000/60/EY, Artikla 1, 6). Direktiivin soveltamisella pyritään saavuttamaan vähintään aiempien säädösten mukainen vesiensuojelun taso ja direktiivin säännösten täytäntöönpanon myötä aiemmat säädökset olisi kumottava. Direktiivin tavoitteisiin kuuluu myös tulvista ja kuivuudesta aiheutuvien haittavaikutusten lieventäminen.

Veden kestävä käyttö pyritään turvaamaan vesien hyvällä laadulla ja riittävällä määrällä. Artiklan 9 mukaan veden kestävä käyttö tulee edistää hinnoittelupolitiikalla, joka kannustaa vesivarojen tehokkaaseen käyttöön. Vesipalveluista aiheutuvat kustannukset, mukaan lukien ympäristö- ja luonnonvarakustannukset, tulee jakaa vesipalveluja käyttävien sektorien kesken niin, että ne tulevat katetuiksi. Tämän toteuttamiseksi jäsenmaiden pitää laatia taloudellinen analyysi, jossa laaditaan tarvittavat laskelmat veden täyskustannushinnoittelun toteuttamiseksi, sekä noudattaa pilaaja maksaa periaatetta. Raportti taloudellisesta analyysistä täytyy toimittaa komissiolle vuoden 2004 loppuun mennessä ja siitä tulee ilmetä vedenkäytön määrälliset ennusteet ja taloudellisen merkittävyyden pitkän aikavälin arviot vesipiireissä (Vesipolitiikan puitedirektiivi 23.10.2000/60/EY, Liite II).

## 2.1 Toimet vesien pilaantumisen ehkäisemiseksi

Vesien pilaantumisen ehkäisemiseksi pyritään tiettyjen pilaavien aineiden kohdalla päästöjen ja häviöiden asteittaiseen vähentämiseen sekä vaarallisten prioriteettiaineiden kohdalla niiden lopettamiseen kerralla tai vaiheittain. Prioriteettiaineet ovat aineita, joista aiheutuu merkittävä riski vesiympäristölle tai vesiympäristön välityksellä. Komissio määrittää kustannustehokkaan ja tasasuhteisen tuotteita ja tuotantoprosesseja koskevan sääntelyn tason piste- ja hajakuormituslähteiden osalta sekä huomioi yhteisön laajuiset tuotantoa koskevat päästöraja-arvot tehdessään ehdotuksia prioriteettiaineiden hallintatoimiksi. (Vesipolitiikan puitedirektiivi 23.10.2000/60/EY, Artikla 16.)

Päätös prioriteettiaineiden listasta, joka korvaa aiemman direktiivissä 76/464/EY olleen luettelon vaarallisista aineista, tehtiin Euroopan Parlamentin ja neuvoston toimesta 20.11.2001 ja lisättiin direktiiviin 2000/60/EY liitteeksi X. Prioriteettiaineet on arvioitu niiden haitallisten ominaisuuksien, ympäristön saastumisen ja niiden tuotanto- tai käyttömäärien sekä käyttötapojen perusteella. Tämän pohjalta komissio on kehittänyt yhdessä asianomaisten osapuolten asiantuntijoiden kanssa priorisointijärjestelmän (COMMPS), jonka mukaan aineet on asetettu toimia varten tärkeysjärjestykseen. Listaan kuuluu 33 ainetta tai aineryhmää, joista 11 on yksilöity vaarallisiksi prioriteettiaineiksi, joilla tarkoitetaan myrkyllisiä, hitaasti hajoavia aineita tai aineryhmiä, jotka mahdollisesti kertyvät eliöstöön. Vaarallisten prioriteettiaineiden päästöjen ja häviöiden lopettaminen kerralla tai vaiheittain on artiklan 16 mukaan saavutettava vuoteen 2020 mennessä ja luetteloon voidaan lisätä vaiheittain uusia aineita COMMPS-menettelyn avulla. (Päätös N:o 2455/2001/EY.)

## 2.2 Direktiivin ympäristötavoitteet

Direktiivissä määritellään kriteerit tavoiteltavalle pintavesien ekologiselle ja kemialliselle tilalle sekä pohjaveden määrälliselle ja kemialliselle tilalle. Tämän perusteella muodostetaan kunkin pinta- tai pohjavesimuodostuman yleisilme sen perusteella kumpi tarkastelluista tiloista on huonompi. Pintavesien käsite kattaa joet, järvet, jokisuiden vaihettumisalueet, joilla tarkoitetaan osittain suolaisia

pintavesimuodostumia mutta joihin vaikuttavat myös makean veden virtaukset, rannikkovedet ja keinotekoiset ja voimakkaasti muutetut pintavesimuodostuman osat (Vesipolitiikan puitedirektiivi 23.10.2000/60/EY, Artikla 2). Toisen artiklan mukaan pohjavesiksi määritellään ”maan pinnan alla kyllästyneessä vyöhykkeessä ja suorassa yhteydessä kallio- tai maaperään” olevat vedet. Seuraavaksi tarkastelen tarkemmin miten pintavesien ja pohjaveden tila määritellään sekä mitkä ovat niiden ympäristötavoitteet neljännen artiklan mukaan.

### **Pintavesien tilan määrittäminen**

Direktiivin määritelmät pintavesien ekologiselle laadulle perustuvat biologisiin, hydrologis-morfologisiin ja fysikaalis-kemiallisiin laatutekijöihin, jotka vaihtelevat eri vesistötyypin mukaan. Pintavesimuodostumien biologisen tilan määrittäminen eroaa eri pintavesimuodostumien kesken. Esimerkkejä muuttujista ovat muun muassa kasviplanktonin, vesikasvillisuuden, pohjaeläimistön sekä kalaston koostumus ja runsaussuhteet. Hydrologis-morfologisia laatutekijöitä tarkastellessa tutkitaan esimerkiksi vesistön hydrologista järjestelmää kuten virtausta, morfologisia tekijöitä, joihin kuuluvat muun muassa vesistön syvyys ja pohjan rakenne, tai vuorovettä. Ekologisen tilan luokittelussa tarkastellaan myös vesistön fysikaalis-kemiallisia laatutekijöitä, kuten näkyvyyttä, lämpö- ja ravinneoloja ja happitilannetta sekä prioriteettiaineiksi määritettyjen aineiden ja muiden vesistöille haitallisten aineiden aiheuttamaa veden laadun pilaantumista. (Vesipolitiikan puitedirektiivi 23.10.2000/60/EY, Liite V.)

Ekologisen tilan laatutekijöiden mukaan veden tila luokitellaan joko erinomaiseksi, hyväksi, tyydyttäväksi, välttäväksi tai huonoksi. Erinomaisessa tilassa ihmistoiminnan vaikutukset pintavesimuodostumatyyppin laatutekijöihin eivät poikkea lainkaan tai poikkeavat hyvin vähän arvoista, jotka ympäristössä vallitsevat häiriintymättömässä tilassa. Pintavesimuodostumatyyppin hyvä tila edellyttää, että ihmistoiminnan vaikutukset näkyvät vain vähäisinä muutoksina biologisten laatutekijöiden arvoissa, verrattuna häiriintymättömiin olosuhteisiin. Tyydyttävässä tilassa biologisten laatutekijöiden arvot ovat kohtalaisesti muuttuneet ihmistoiminnan seurauksena häiriöttömästä tilasta. Suurehkot muutokset biologisten laatutekijöiden arvoissa sekä

eliöyhteisöjen merkittävä eroaminen häiriöttömästä tilasta antavat tyypille arvon välttävä ja huonoksi veden tila määritetään, jos biologisten laatutekijöiden arvoissa ilmenee vakavia muutoksia ja jos vesistöstä puuttuu suurin osa eliöyhteisöistä, jotka sinne häiriintymättömissä olosuhteissa katsotaan kuuluviksi. Vesistön kemiallinen tila määritellään erinomaiseksi, hyväksi tai tyydyttäväksi siinä ilmenevien yksilöityjen synteettisten ja ei-synteettisten aineiden pitoisuuksien perusteella. (Vesipolitiikan puitedirektiivi 23.10.2000/60/EY Liite V.)

### **Pohjaveden tilan määrittäminen**

Pohjaveden tilaa määritettäessä otetaan huomioon pohjaveden määrällinen ja kemiallinen tila. Pohjavesimuodostuman määrällinen tila luokitellaan pohjavedenkorkeuden mukaan. Hyvä määrällinen tila edellyttää, ettei ihmisen toiminnasta aiheudu muutoksia pohjaveden korkeuteen pitkällä aikavälillä, veden tilan oleellista heikkenemistä tai oleellista haittaa siitä riippuvaisille maaekosysteemeille. Ihmisen toiminnan myötä ei myöskään saa ilmetä muutoksia veden virtaussuunnissa, jotka voivat aiheuttaa suolaisen veden tai muun haittatekijän pääsyn pohjavesimuodostumaan.

Pohjaveden kemiallista tilaa taas kuvataan veden sähkönjohtavuudella sekä pilaavien aineiden pitoisuuksilla. Hyvä tila edellyttää, että muutokset pilaavien aineiden pitoisuuksissa tai veden sähkönjohtavuudessa eivät mahdollista suolaisen veden tai muun haittatekijän pääsyä pohjavesimuodostumaan. Pintavesiin yhteydessä olevat pohjavedet eivät myöskään saa johtaa pintaveden poikkeamiseen sille asetetuista ympäristötavoitteista. (Vesipolitiikan puitedirektiivi 23.10.2000/60/EY, Liite V.)

### **Pintavesien ympäristötavoitteet**

Direktiivin mukaan kaikki tarvittavat toimenpiteet on tehtävä kaikkien pintavesimuodostumien tilan huononemisen ehkäisemiseksi. Muuten tavoitteena on hyvä pintavesien tila vuonna 2015, mikä tarkoittaa tilaa jossa ihmisen toiminta on heikentänyt pintavesien tilaa vain vähän niiden häiriöttömistä olosuhteista. Jos

vesistöjen alkuperäinen tila on huonompi kuin vaadittu, on jäsenvaltioiden pyrittävä saavuttamaan vaadittu taso suojelemalla, parantamalla ja ennallistamalla pintavesimuodostumia. Myös keinotekoisien ja voimakkaasti muutettujen vesimuodostumien osalta jäsenvaltioiden pitää suojelemalla ja parantamalla saavuttaa hyvä ekologinen potentiaali ja pintaveden hyvä kemiallinen tila vuoteen 2015 mennessä. Prioriteettiaineista johtuvaa pilaantumista tulee vähentää asteittain ja lopettaa kerralla tai vaiheittain vaarallisten prioriteettiaineiden päästöt vuoteen 2020 mennessä. (Vesipolitiikan puitedirektiivi 23.10.2000/60/EY, Artikla 4.)

### **Pohjavesien ympäristötavoitteet**

Kaikkien pohjavesimuodostumien tilan huononeminen on ehkäistävä estämällä tai rajoittamalla pilaavien aineiden pääsyä pohjaveteen. Suojelemalla, parantamalla ja ennallistamalla sekä varmistamalla ettei pitkän ajan keskimääräinen vedenotto ylitä pohjaveden muodostumista on direktiivin tavoitteena saavuttaa pohjaveden hyvä tila vuoteen 2015 mennessä. Lisäksi pohjavesien pilaantumista tulee vähentää asteittain kääntämällä pilaavien aineiden pitoisuuksien merkityksellinen ja pysyvä nousu laskevaksi. (Vesipolitiikan puitedirektiivi 23.10.2000/60/EY, Artikla 4.)

### **Suojelualueiden ympäristötavoitteet**

Lainsäädännön perusteella erityissuojeltaviksi osoitetuilla alueilla on myös noudatettava direktiivin asettamia normeja ja tavoitteita vuoteen 2015 mennessä. Erityssuojeltavia alueita ovat juomaveden ottoon käytettävät vedet, taloudellisesti merkittävien vedessä elävien lajien suojeluun määritellyt alueet, virkistyskäyttöön tarkoitetut vesistöt, ravinneherkät alueet sekä sellaiset elinympäristön tai lajien suojeluun määritellyt alueet, joilla veden tila on tärkeä niiden suojelun kannalta. (Vesipolitiikan puitedirektiivi 23.10.2000/60/EY, Artikla 4.)

### **Poikkeamat pinta- ja pohjavesien ja suojelualueiden ympäristötavoitteista**

Määräaikojen kohdalla sallitaan kuitenkin venymistä tavoitteiden vaiheittaiseksi saavuttamiseksi jos niitä ei voida kohtuudella saavuttaa eritellyistä syistä johtuen. Määräaikojen pidennys edellyttää kuitenkin, ettei kyseessä olevan vesimuodostuman tila heikkene edelleen. Vaatimattomampien ympäristötavoitteiden asettaminen on myös mahdollista, jos tavoitteiden saavuttaminen on vallitsevien luonnonolojen takia mahdotonta tai se tulisi suhteettoman kalliiksi, sekä tietyt lisävaatimukset täytyvät. Vesimuodostumien tilapäinen huononeminen poikkeuksellisten olosuhteiden seurauksena sallitaan myös artiklan tiettyjen perusteiden täytyessä. Jos vaaditun vesimuodostuman tilaa ei saavuteta uusien pintavesimuodostumien fyysisiä ominaisuuksia tai pohjavesimuodostumien korkeutta muuttavien toimenpiteiden johdosta tai pintavesimuodostuman tila huononee kestävän kehityksen mukaisista toimista erinomaisesta hyvään, ei jäsenvaltioiden katsota rikkoneen direktiiviä. Seuraavien edellytysten on tässä tapauksessa kuitenkin täytyttävä: haittavaikutusten vähentämiseksi on toteutettu kaikki käytännössä mahdolliset toimenpiteet, muutosten syyt on lueteltu ja perusteltu kyseisen vesipiirin hoitosuunnitelmassa, muutosten tuomat hyödyt ylittävät asetettujen ympäristötavoitteiden hyödyt ympäristölle ja yhteiskunnalle eikä muutosten tuomia hyötyjä olisi teknisesti tai taloudellisesti mahdollista saavuttaa ympäristön kannalta merkittävästi paremmilla keinoilla. Tavoitteiden soveltaminen aiemmin esitettyjen syiden seurauksena ei kuitenkaan saa pysyvästi estää tai vaarantaa direktiivin vaatimusten saavuttamista muiden saman vesipiirin vesimuodostumien tilassa.

### **2.3 Direktiivin toteutus**

Direktiivin pinta- ja pohjavesien ympäristötavoitteiden saavuttamiseksi jäsenvaltioiden tulee muodostaa aluerajojensa sisäpuolella olevista vesistöalueista erillisiä vesipiirejä ja määritellä vesipiireihin liittyvät aiheelliset hallinnolliset järjestelyt. Vesipiiri on yhdestä tai useasta läheisestä vesistöalueesta koostuva maa- ja/tai merialue, mukaan lukien niihin yhteydessä olevat pohja- ja rannikkovedet. Jos vesistöalue sijaitsee useamman jäsenvaltion alueella, muodostetaan kansainvälinen vesipiiri. (Vesipolitiikan



puitedirektiivi 23.10.2000/60/EY Artikla 3.) Jäsenvaltioiden on tehtävä kansallisella alueellaan kullekin vesipiirille tai sen alueella olevalle kansainvälisen vesipiirin osalle ominaispiirteiden analysointi, tarkastelu ihmistoiminnan vaikutuksesta pintavesien ja pohjaveden tilaan sekä vedenkäytön taloudellinen analyysi vuoden 2004 loppuun mennessä (Vesipolitiikan puitedirektiivi 23.10.2000/60/EY, Artikla 5). Nämä analyysit tulee tarkistaa ja tarvittaessa saattaa ajan tasalle viimeistään vuoden 2013 lopussa ja tämän jälkeen kuuden vuoden välein. Analyysien perusteella vesipiirille laaditaan toimenpideohjelma ja hoitosuunnitelma vuoden 2009 loppuun mennessä ja joiden tarkoituksena on saavuttaa kappaleessa 2.1 esitellyt ympäristötavoitteet. Direktiivin toteutuksen aikataulu selviää alla olevasta taulukosta 1.1.

Direktiivin voimaantulo	2000
Direktiivin täytäntöönpano	2003
Luettelo vesipiirien toimivaltaisista viranomaisista	2004
Vesipiirien -ominaispiirteiden analysointi -ympäristövaikutusten tarkastelu -taloudellinen analyysi tehty	2004
Vesien tilan seurantaohjelma tehty	2006
Hoitosuunnitelma ja toimenpideohjelma valmiita	2009
Vesipalvelujen aiheuttamien kustannusten kattamisen periaate	2010
Kaikki toimenpiteet käynnistetty	2012
Ympäristötavoitteet saavutettu	2015
Direktiivin uudelleen tarkastelu	2019

Taulukko 1.1. Direktiivin toteutusaikataulu

## **Toimenpideohjelma**

Jokaiselle vesipiirille tulee laatia toimenpideohjelma, jonka avulla osoitetaan miten vesipiirin ympäristötavoitteet ja hoitosuunnitelman toimenpiteet toteutetaan. Toimenpideohjelman tulee täyttää tietyt vähimmäisvaatimukset direktiivin tavoitteiden saavuttamiseksi yksilöityjen perustoimenpiteiden avulla. Perustoimenpiteisiin kuuluvat ensinnäkin vesien suojelua koskevan lainsäädännön noudattamiseksi asetetut toimenpiteet. Lisäksi veden hinnoittelupolitiikan tulee edistää vesivarojen kestävä ja tehokasta käyttöä sekä luoda puitteet, joissa veden käytön eri sektorit osallistuvat vesipalveluiden kustannusten kattamiseen. Myös toimenpiteet veden laadun parantamiseksi, jotta juomaveden tuottamisessa vaadittua puhdistuskäsittelyä voidaan vähentää, ja makean pintaveden ja pohjaveden oton, makean veden patoamisen ja tekopohjaveden muodostamisen ennakkovalvonta sekä vaatimus ennakkoluvasta kuuluvat perustoimenpiteisiin. Pilaantumista mahdollisesti aiheuttavien piste- ja hajakuormituksen osalta toimenpiteiden tulee perustua parhaaseen käyttökelpoiseen tekniikkaan päästöjen hallinnassa, asianmukaisiin päästöraja-arvoihin tai hajakuormituspäästöjen kohdalla, milloin mahdollista, ympäristön kannalta parhaaseen käytäntöön. Pilaavien aineiden päästäminen suoraan pohjaveteen on kielletty, tietyin poikkeuksin, mutta kuitenkin niin, että pohjavesimuodostuman ympäristötavoitteiden saavuttaminen ei vaarannu. Vaatimukseen kuuluu myös, että vesimuodostuman hydrologis-morfologiset olot eivät saa estää vaaditun ekologisen tilan tai hyvän ekologisen potentiaalin saavuttamista. Lisäksi toimenpitein tulee estää prioriteettiaineluettelossa mainittujen aineiden aiheuttama pilaantuminen, vähentää vaiheittain muiden aineiden aiheuttamaa pilaantumista sekä pyrkiä estämään teknisistä laitteista tai onnettomuuksista aiheutuvat pilaavien aineiden merkitykselliset vuodot. Näiden vaatimusten lisäksi jäsenvaltioiden tulee kaikin aiheellisin toimenpitein pyrkiä estämään merivesien pilaantumisen paheneminen. (Vesipolitiikan puitedirektiivi 23.10.2000/60/EY, Artikla 11.)

Tapauksessa, jossa jäsenvaltio ei todennäköisesti pysty täyttämään asetettuja ympäristötavoitteita perustoimenpiteiden myötä vuoteen 2015 mennessä, on sen toteutettava lisätoimenpiteitä, joiden avulla tavoitteet mahdollisesti saavutetaan. Jos tavoitteista jääminen johtuu syistä, jotka ovat syntyneet luonnon tai ylivoimaisen esteen

aiheuttamista poikkeuksellisista olosuhteista eikä niitä ole voitu ennakoita, voi jäsenvaltio päättää että lisätoimenpiteiden suorittaminen on käytännössä mahdotonta ja vesimuodostumien tilan tilapäinen huononeminen sallitaan. (Vesipolitiikan puitedirektiivi 23.10.2000/60/EY, Artikla 11.)

### **Hoitosuunnitelma**

Kaikille vesipiireille laaditaan yksilöllinen hoitosuunnitelma. Hoitosuunnitelmasta tulee ilmetä seuraavat asiat: vesipiirin ominaispiirteiden yleistarkastelu, yhteenveto ihmisen toiminnan vaikutuksista ja merkittävistä ympäristöpaineista vesistöjen tilaan, suojelualueiden määrittely ja kartoitus, vesien tilan seurantaohjelman tulokset ja seurantaverkkojen kartat sekä yhteenveto vesipalvelujen taloudellisesta analyysistä ja toimenpideohjelmasta. Hoitosuunnitelmaan tulee liittää myös luettelot vesipiirin ympäristötavoitteista, tarkemmista ohjelmista ja toimenpidesuunnitelmista mukaan lukien niiden sisällön yhteenveto sekä toimivaltaisista viranomaisista. Tiedot kansalaisten osallistumisesta toimiin ja tieto mistä ja miten saa hoitosuunnitelmaan, ennakkovalvontatoimiin ja seurantatietoihin liittyviä asiakirjoja tulee käydä hoitosuunnitelmasta ilmi. (Vesipolitiikan puitedirektiivi 23.10.2000/60/EY, Artikla 13.)

Hoitosuunnitelmista ja niihin myöhemmin tehdyistä ajanmukaistuksista sekä hoitosuunnitelmaa varten tehdyistä analyyseistä, tarkasteluista ja seurantaohjelmista on toimitettava komissiolle jäljennökset kolmen kuukauden sisällä niiden valmistumisesta. Lisäksi kolmen vuoden kuluttua hoitosuunnitelman valmistumisesta on jäsenmaiden toimitettava komissiolle väliraportti, jossa on selvitys suunnitellun toimenpideohjelman täytäntöönpanosta. (Vesipolitiikan puitedirektiivi 23.10.2000/60/EY, Artikla 15.)

Artiklan 14 mukaan jokaisen vesipiirin hoitosuunnitelman laatiminen tulee olla julkista koko prosessin ajan, jotta kansalaisilla on mahdollisuus osallistua sen laatimiseen, tarkistamiseen ja ajantasaistamiseen sekä esittää huomioita hoitosuunnitelmasta. Myös hoitosuunnitelma-ehdotukseen käytettyjen asiakirjojen ja tietojen on oltava kaikkien saatavilla. Lisäksi direktiivin liitteessä VII määrätään, että hoitosuunnitelmiin tulee liittää yhteenveto siitä miten osallistuminen on järjestetty sekä sen myötä tehdyistä muutoksista suunnitelmiin.

## 2.4 Toimeenpanon seuranta

Pintaveden ja pohjaveden tilan sekä suojelualueiden seuraamiseksi jäsenvaltioiden tulee laatia seurantaohjelma, jossa seurataan kunkin vesistöalueen tilan kannalta merkittäviä ominaisuuksia (Vesipolitiikan puitedirektiivi 23.10.2000/60/EY, Artikla 8). Tämän perusteella laaditaan kunkin vesistöalueen seurantaverkko, jota esittävä kartta tai kartat liitetään vesipiirin hoitosuunnitelmaan. Seurannan tulokset tulee ottaa huomioon nykyisissä sekä tulevissa hoitosuunnitelmissa. Perusseurannan tavoitteena on kartoittaa luonnonolojen muutoksia pitkällä aikavälillä sekä selvittää ihmisen toiminnan osuus näihin muutoksiin. Nämä tiedot ovat myös tulevien seurantaohjelmien suunnittelun kehittämisen perusta. Toiminnallisen seurannan tarkoituksena taas on kartoittaa niiden vesimuodostumien tila, joiden kohdalla on mahdollista, ettei asetettuja ympäristötavoitteita saavuteta. Sen avulla tutkitaan myös toimenpideohjelman vaikutuksia näiden vesimuodostumien tilaan. Seurannan tiheys vaihtelee mitattavien laatutekijöiden mukaan niin että se on riittävän tiheää ympäristöpaineiden vaikutusten havaitsemiseksi. (Vesipolitiikan puitedirektiivi 23.10.2000/60/EY Liite V.)

Pintavesien osalta suunnitellaan seurantaverkko, josta ilmenee kunkin vesistöalueen ekologisen ja kemiallisen tilan yhtenäinen ja monipuolinen kokonaiskuva. Tämä toteutetaan seuraamalla pintavesien tilan määrittämiseen asetettuja laatutekijöitä. Pintavesimuodostumien seurantapaikat tulee valita niin, että ne kattavat kyseisen vesipiirin kannalta oleelliset alueet, kuten paikat joissa veden virtaama tai vesitilavuus on merkittävä tai paikat, jotka kuuluvat kansainväliseen vesipiiriin. Toiminnallisen seurannan seurantapaikkojen valinnalla pyritään varmistamaan, että piste- ja hajakuormituksen sekä hydrologis-morfologisten olojen muutosten suuruus ja vaikutukset voidaan arvioida vesimuodostumissa, joissa ne voivat aiheuttaa merkittäviä ympäristöpaineita. Pintavesissä tehdään myös tutkinnallista seurantaa, jonka tavoitteena on kerätä tietoa toimenpideohjelman kehittämiseksi. (Vesipolitiikan puitedirektiivi 23.10.2000/60/EY Liite V.)

Pohjaveden seurantapaikat tulee sijoittaa niin, että sekä määrällisen että kemiallisen tilan seuranta on luotettavaa. Vesimuodostumien määrällistä tilaa ja pohjaveden korkeutta seurataan huomioiden sen muodostumisen lyhyen ja pitkän ajan vaihtelut.

Kemiallisen tilan seurannan tavoitteena on saada yhtenäinen ja monipuolinen kuva vesimuodostuman kemiallisesta tilasta ja havaita muutokset pilaavien aineiden pitoisuuksissa. (Vesipolitiikan puitedirektiivi 23.10.2000/60/EY Liite V.)

Lisäksi suojelualueilla suoritetaan lisäseuranta prioriteettiainepäästöjen ja muiden, vesimuodostuman tilaan vaikuttavien aineiden osalta juomavedenottoaikoilla. Elinympäristön ja lajien suojelualueilla toteutetaan tarvittaessa toiminnallista seurantaakin, että niihin kohdistuvien ympäristöpaineiden suuruus ja vaikutukset sekä toimenpideohjelmien vaikutukset saadaan selville. (Vesipolitiikan puitedirektiivi 23.10.2000/60/EY Liite V.)

### **3 Direktiivin toimeenpano Säskylän Pyhäjärvellä: tutkimusstrategia**

Tässä tutkimuksessa on valittu Säskylän Pyhäjärvi esimerkkialueeksi direktiivin toimeenpanon vaikutusten tarkastelulle. Alueelta on saatavilla tutkimustietoa vesistön tilasta ja sen vaikutuksista alueella, valuma-alueen päästöistä sekä direktiivin myötä tehtävistä, ja jo tehdyistä toimenpiteistä. Aineiston puitteissa direktiivi jaetaan kolmeen osaan, joiden avulla tarkastellaan:

- 1) toimeenpanon vaatimuksia vesistön ekologiselle tilalle
- 2) vaaditun ekologisen tilan taloudellisia vaikutuksia
- 3) toimeenpanon sosiaalisia vaikutuksia.

Pyhäjärven ekologisen tilan kuvaaminen toteutetaan tarkkailemalla sen biologisia tekijöitä, biologisia tekijöitä tukevia hydrologis-morfologisia, kemiallisia ja fysikaalis-kemiallisia tekijöitä sekä sitä kuormittavia erityisiä pilaavia aineita. Järvelle tulee suorittaa sen ominaispiirteiden analysointi, jonka avulla saadaan selville ihmistoiminnan vaikutus sen tilaan. Luontaisen vesistötyypin perusteella Pyhäjärvelle määritetään direktiivin mukainen hyvä ekologinen tila, jota verrataan sen nykyiseen tilaan.

Hyvän ekologisen tilan saavuttamisen taloudelliset vaikutukset riippuvat sen saavuttamiseen tarvittavien toimenpiteiden määrästä. Toimenpiteiden kustannuksia verrataan alueella aiemmin kertyneisiin kustannuksiin kuormituksen vähentämiseksi. Järvi kärsii lähinnä maatalouden hajakuormituksen seurauksena rehevöitymisestä, jossa ratkaisevassa roolissa on fosforin määrä vesistössä. Järven ulkoisesta fosforikuormituksesta 80 % tulee valuma-alueelta. Alueen viljelijöistä lähes 99,5 % ovat sitoutuneet noudattamaan maatalouden ympäristötuen ehtoja ja järven ravinnekuormitus onkin tämän myötä kääntynyt viime vuosina laskuun. Lisäksi järvessä on pyritty kalastuksella vähentämään sisäistä ravinnekuormitusta maksamalla kalastajille tukia vähempiarvoisten kalojen poistamisesta vesistöstä. (Iho 2004, 10-15.)

Ympäristön tila vaikuttaa myös ihmisten hyvinvointiin. Pyhäjärven tapauksessa järven tilalla on huomattava vaikutus niin alueen toiminnanharjoittajille, kuin myös alueen virkistyskäytölle. Vesistöjen tilan heikentyminen on näin lisännyt yleistä kiinnostusta

vesien suojeluun ja tämän myötä direktiivissä korostetaan yleisön osallistumismahdollisuuksien lisäämistä vesienhoidon suunnittelussa. Pyhäjärven alueen toiminnanharjoittajat ja asukkaat ovat olleet aktiivisia ja heillä on ollut mahdollisuus osallistua ja vaikuttaa aiempiin toimenpiteisiin järven tilan parantamiseksi. Toimeenpanon sosiaalisten vaikutusten tarkastelussa vertaan onko direktiivin toimeenpanolla vaikutusta ihmisten suhtautumiseen ja aktiivisuuteen Pyhäjärven tilan parantamisessa.

### **3.1 Toimeenpanon vaatimuksia vesistön ekologiselle tilalle**

Ympäristötavoitteiden saavuttaminen direktiivin vaatimusten mukaan edellyttää paljon tutkimustyötä vesistöjen nykyisestä sekä niiden luonnollisesta tilasta. Hyvä ekologinen tila sallii vain pienen poikkeaman vesistön häiriintymättömästä tilasta. Tämä tavoite edellyttää kuitenkin tietoa siitä millainen vesistön häiriintymätön, luonnollinen tila kullakin alueella on. Tämän otsikon alla pyrin selvittämään miten vesistöjen, lähinnä järvien, ominaispiirteet voidaan arvioida, jotta niiden luonnollinen tila saataisiin selvitettyä.

Vesien ekologisen luokittelun perustana käytetään nykyisen tilan poikkeamista vesistön luonnollisesta tilasta. Direktiivin mukaan kaikki pintavesimuodostumat ryhmitellään ensin niiden luonteen mukaan (joet, järvet tms.), jonka jälkeen kukin ryhmä jaetaan tyyppeihin, joiden avulla vesien ekologinen luokitus voidaan määrittää. Tyypittelyn perustana jäsenmailla on mahdollisuus käyttää joko A- tai B-järjestelmää, kuitenkin niin että luokittelun seurauksena syntyy mahdollisimman kattava jako alueen vesistötyyppeihin. (Vesipolitiikan puitedirektiivi 23.10.2000/60/EY, Liite II.)

Sekä A- että B-järjestelmässä järvityyppien erottelun perustana ovat sijainti, korkeussuhteet, koko, geologia ja syvyys. Suurin osa jäsenmaista, mukaan lukien Pohjoismaat, ovat valinneet käyttöön B-järjestelmän mukaisen tyypittelyn, koska se antaa enemmän joustavuutta paikallisten olosuhteiden huomiointiin tyyppien muodostamisessa. B-järjestelmään kuuluu lisäksi valinnaisia tekijöitä, joiden avulla voidaan tarkentaa tyyppien määrittelyä. Näitä tekijöitä ovat keskimääräinen

vedensyvyys, järven muoto, veden viipymä, ilman keskilämpötila, ilman lämpötilan vaihteluväli, kerrostuneisuustyyppi, happamuuden neutraloimiskyky, ravinteiden taustapitoisuudet, keskimääräinen pohjan laatu ja vedenkorkeuden vaihtelu. Myös muita alueelle ominaisia muuttujia voidaan käyttää määrittelyn apuna, jos niiden katsotaan olevan oleellisia kattavan vesistötyyppeihin jaon kannalta. (Wallin & Fölster 2002, 14-17.)

Suomessa asiantuntijaryhmä on tehnyt vuonna 2002 ehdotuksen pintavesien luontaisten tyyppien määrittelystä. Sen mukaan Suomen järvet jaettaisiin 15 järvityyppiin niiden sijaintikorkeuden, rehevyyden, kalkkipitoisuuden, humuksen määrän ja koon mukaan. Tämän tyypittelyn mukaan määrällisesti suurimmiksi ryhmiksi nousisivat pienet ja keskikokoiset järvet, joiden humuspitoisuus on keskimääräinen tai korkea. Suurimpien järvien humuspitoisuudet ovat pieniä tai keskimääräisiä. (Pilke, Heinonen, Karttunen, Koskenniemi, Lepistö, Pietiläinen, Rissanen & Vuoristo 2002b.)

Jotta kunkin vesistötyypin tila voidaan määrittää, tulee kullekin tyypille kuvata sille ominaiset vertailuolot, joiden avulla vesistöt voidaan edelleen luokitella. Vertailuolosten määritelmästä tulee ilmetä ne biologiset tekijät, biologisia tekijöitä tukevat hydrologis-morfologiset tekijät ja fysikaalis-kemialliset tekijät, jotka kuvaavat tyypin erinomaista ekologista tilaa. (Vesipolitiikan puitedirektiivi 23.10.2000/60/EY Liite II.)

Biologiset tekijät ovat hallitsevia vesien ekologisen tilan määrittelyssä. Muilla laatutekijöillä on lähinnä merkitystä ekologista laatua tukevinä tekijöinä, jotka mahdollistavat ekosysteemien toiminnan ja hyvän tilan saavuttamisen biologisten laatutekijöiden kautta. Tämän kannalta oleellisia hydrologis-morfologisia laatutekijöitä ovat virtauksen määrä ja dynamiikka, pinnan taso, veden viipymä, syvyyden vaihtelu, pohjasedimentin määrä ja pohjan ja rantavyöhykkeen rakenne ja laatu. Tarkkailtavat fysikaalis-kemialliset tekijät vesistössä ovat lämpötila, happitasapaino, veden happamuus, happamuuden neutraloimiskyky, näkösyvyys, suolaisuus, ravinneolot sekä haitallisten aineiden pitoisuudet. (Vesipolitiikan puitedirektiivi 23.10.2000/60/EY, Liite II.)

Vesistöjen tilaa tarkastellaan neljän biologisen laatutekijän mukaan, joita ovat kasviplankton, vesikasvillisuus, pohjaeläimistö ja kalasto. Kasviplanktonin koostumus,



runsaussuhteet ja biomassa reagoivat ravinteiden määrään vedessä ja levien kukinnat kertovat häiriöistä vesiekosysteemin tilassa. Vesikasvillisuus taas reagoi veden pinnan tason vaihteluun tai muutoksiin virtauksissa sekä veden laadun muutoksiin, joten sen koostumuksen ja runsaussuhteiden perusteella voidaan tutkia vesiympäristön hydrologisia, morfologisia ja kemiallisia muutoksia. Kolmas tutkittava biologinen laatutekijä on pohjaeläimistön koostumus ja runsaus, joiden avulla on selvitetty mm. päästöjen vaikutuksia ympäristön tilaan. Pohjaeläimistön tutkimisella on hyviä ja huonoja puolia. Toisaalta paikallaan pysyvät, runsaslajiset ja pitkäikäiset pohjaeläimet antavat paljon tietoa muutoksista ympäristön tilassa alueellisesti ja pidemmällä aikavälillä, mutta toisaalta ne eivät reagoi kaikkiin muutoksiin ja näytteiden riittävä kerääminen on työlästä. Viimeinen biologisista laatutekijöistä on kalasto, jonka avulla voidaan tarkkailla veden laadun muutoksen äkillisiä sekä pidemmän aikavälin vaikutuksia. Kalastoa tutkiessa on kuitenkin huomioitava, että ihmisen toiminnalla on ollut huomattava vaikutus monilla alueilla niin kalaston koostumukseen, runsaussuhteisiin kuin ikärakenteeseenkin. (Pilke, Heinonen, Karttunen, Lepistö, Mitikka, Pietiläinen, Rask, Rissanen, Tammi & Vuoristo 2002a.)

Vesistön luonnollisen, häiriintymättömän tilan määrittely voi tuottaa ongelmia, koska on vaikea määrittää millainen on ollut kunkin vesistön luonnollinen tila ennen ihmistoiminnan vaikutusta. Ehdotuksen tähän antaa Johnson (2002), jonka mukaan häiriintymättömän tilan voidaan tulkita tarkoittavan vesien laatua ennen tehomatalouden, tehokkaan metsien hyödyntämisen ja suurteollisuuden aiheuttamia ympäristövaikutuksia. Näin vertailuolot löytyisivät suunnilleen 1800-luvun puolivälistä. Ominaispiirteiden määrittämistä sekä niiden mukaista vesistöjen tavoitetilan saavuttamista vaikeuttaa myös voimakkaasti muutettujen alueiden runsaus EU:n alueella. On mahdoton ajatus, että suurten kaupunkien vesistöjä yritettäisiin palauttaa niiden luontaiseen tilaan. Lisäksi voimakkaasti muutetuilla alueilla on vaikea määrittää mitkä vaikutukset ovat ihmisen toiminnan aiheuttamia ja mitkä taas seurausta luonnonvoimien sopeutumisesta muutettuihin alueisiin. (Johnson 2002.) Direktiivin ohjeistuksen mukaan vertailuolot voidaan määrittää erikseen tai yhdessä vertailualueiden ja mallintamisen avulla, tai asiantuntija-arvioiden avulla, mikäli aiempia keinoja ei ole mahdollista käyttää (Vesipolitiikan puitedirektiivi 23.10.2000/60/EY, Liite II).

Yksi tutkittu mahdollisuus aikaisempien biologisten ja kemiallisten olojen selvittämiseen on paleolimnologinen tutkimus, jossa vertailuoloja pyritään määrittämään järven pohjaan kertyneistä sedimenteistä. Paleolimnologisen tutkimuksen avulla voidaan tutkia sedimentteihin kertyneitä piileviä, jotka ilmentävät veden pH:ta ja ravinteiden määrää vedessä eri ajanjaksoilla. Vaihtelut piilevien määrissä kertovat muutoksista myös muissa biologisissa laatutekijöissä. (Bennion, Simpson, Hughes, Phillips & Fozzard 2003, 57-58.) Hakala, Kauppila, Salonen ja Lepistö (2003) viittaavat kirjoituksessaan useampaan lähteeseen todetessaan, että Suomen ja Ruotsin järvissä noin 30 cm syvyydeltä otetuilla sedimenttinäytteillä päästäisiin määrittämään vertailuolot veden ekologiselle tilalle.

Vertailuoloihin perustuvan tyypittelyn perusteella vesistöt jaetaan veden ekologisen laadun perusteella viiteen luokkaan erinomaisesta huonoon. Direktiivin tavoitteena on kaikkien vesien hyvä tai erinomainen tila vuoteen 2015 mennessä. Näin määritetyillä vertailuoloilla on suora vaikutus asetettaviin ympäristötavoitteisiin.

### **3.2 Säkylän Pyhäjärvi esimerkkinä puitedirektiivin toteutuksesta**

Säkylän Pyhäjärvi on Lounais-Suomen suurin järvi (154 km<sup>2</sup>). Ihminen on hyödyntänyt kirkasvetistä ja runsaasta kalastostaan tunnettua järveä jo 1000 vuoden ajan. (Lahtinen 2001.) Pyhäjärven valinta tutkimuskohteeksi perustuu järven ja sen valuma-alueen ominaispiirteisiin. Järven luontaisesti kirkas veden laatu on herkkä ja altis muutoksille johtuen valuma-alueen geologiasta ja rakenteesta. Valuma-alue on järven kokoon suhteutettuna kuitenkin suhteellisen pieni ja helposti rajattavissa, joten järveä kuormittavien toimintojen määrittäminen helpottuu. Tämän myötä toimenpiteet veden laadun parantamiseksi ovat helpommin kohdennettavissa ja myös toimenpiteiden toimivuutta voidaan tehokkaasti tarkastella. Lisäksi Pyhäjärvi on kiinnostanut tutkijoita jo pitkään ja veden laadusta löytyy tutkimustuloksia jo 1960-luvulta lähtien.

Pyhäjärven veden laadun kannalta kriittisin kuormittaja on fosfori. Ravinteita päätyy valuma-alueelta itse järveen hajapäästöinä lähinnä maataloudesta sekä pienemmissä määrin haja-asutuksen, metsätalouden ja luontaisen taustavaluman aiheuttamina.

Valuma-alueelta järveen tulevasta fosforista 63 % tulee jokien veden mukana, 14-18 % arvellaan tulevan lähivaluma-alueelta ja noin 20 % laskeutuu veteen ilmasta. Vaikka ulkoista fosforikuormitusta on kontrolloitu alueella mm. ympäristötuen avulla, nousee järven fosforipitoisuus edelleen sisäisen kuormituksen seurauksena. (Mattila ym. 2001.)

Sisäisellä kuormituksella tarkoitetaan pohjasedimentistä veteen vapautuvia ravinteita. Pyhäjärven fosforipitoisuuden on todettu nousevan etenkin loppukesällä, vaikka järven ulkoinen kuormitus ei ole noussut. Järven happitilanne on lähes koko vuoden hyvä, jolloin järven pohjasedimentin rauta sitoo tehokkaasti fosforia vedestä. Kesäkerrostuneisuuden ja loppupalven hapettomissa olosuhteissa sedimentin rauta- ja mangaanioksideihin sitoutunut fosfori kuitenkin vapautuu veteen. Sedimenteistä vapautuva fosfori on liukoisessa muodossa ja näin suoraan leville käyttökelpoista. (Lehtoranta & Gran 2002.)

Pyhäjärven etenevä rehevöityminen ja eloperäisen aineksen kuormituksen lisääntyminen voivat johtaa lisääntyneeseen fosforin vapautumiseen sedimentin rautaoksideista hapettomissa olosuhteissa. Tämän seurauksena sisäinen kuormitus voi kasvaa jopa suuremmaksi kuin järveä rasittava ulkoinen fosforikuormitus. (Lehtoranta & Gran 2002, 27.) Ulkoisen ja sisäisen kuormituksen haittoja lisää myös se, että Pyhäjärvässä veden viipymä on neljä vuotta. Veden hidaskuivuus ja järven vuorovaikutusprosessit edesauttavat näin järveä sisäisesti kuormittavien toimintojen aiheuttamaa rehevöitymistä. (Iho 2004.)

Valuma-alue voidaan jakaa kolmeen osaan: Pyhäjoen ja Yläneenjoen valuma-alueisiin sekä lähivaluma-alueeseen, joka kattaa edellä mainittujen jokien piiriin kuulumattoman valuma-alueen. Pyhäjoen ja Yläneenjoen valuma-alueilta kulkeutuvat aineet valuvat jokia pitkin suoraan Pyhäjärveen, koska jokien valuma-alueilla ei ole järviä tai lampia, jotka tasaisivat veden laatua tai toimisivat lasketusaltaina. (Kirkkala 2001, 32.) Tässä tutkimuksessa ulkoisen kuormituksen vähentämiskeinoja tutkitaan Yläneenjoen valuma-alueella, jonka osuus Pyhäjärveen kulkeutuvasta kokonaisfosforikuormituksesta on 53 %. Näin ollen Yläneenjoen valuma-alueella suoritetuilla suojelutoimenpiteillä voidaan vaikuttaa vain puoleen järven kohtaamasta ulkoisesta fosforikuormasta. Sisäisen kuormituksen osuutta kokonaisfosforikuormasta on vaikea määrittää, mutta

Sarvala, Lehtoranta & Gran (2001) arvioivat sen osuudeksi 12,5 % järven ulkoisen kuormituksen määrästä.

Veden laatua on Pyhäjärvellä tutkittu erittäin paljon: tietoa biologisista muuttujista löytyy jo 1900-luvun alusta ja veden kemiallisen ja fysikaalisen tilan seuranta alkoi vuonna 1962. Kokonaisuudessaan Pyhäjärven ekosysteemin seuranta on jo 20 vuoden ajan ollut lähes vesipuitedirektiivin edellyttämällä tasolla. Tutkimustiedon ja yleisen mielipiteen myötä 90-luvun alussa perustettiin Pyhäjoen ja Yläneenjoen suojeluprojektit, joilla luotiin pohja myös Pyhäjärven suojeluprojektille. Lisäksi alueen kunnat, teollisuus ja yhdistykset perustivat vuonna 1995 Pyhäjärven suojelurahaston edistämään alueen vesiensuojelutoimia ja turvaamaan toimien rahoitus, jotta järven rehevöitymiskehitys saataisiin pysäytettyä. (Mattila ym. 2001.)

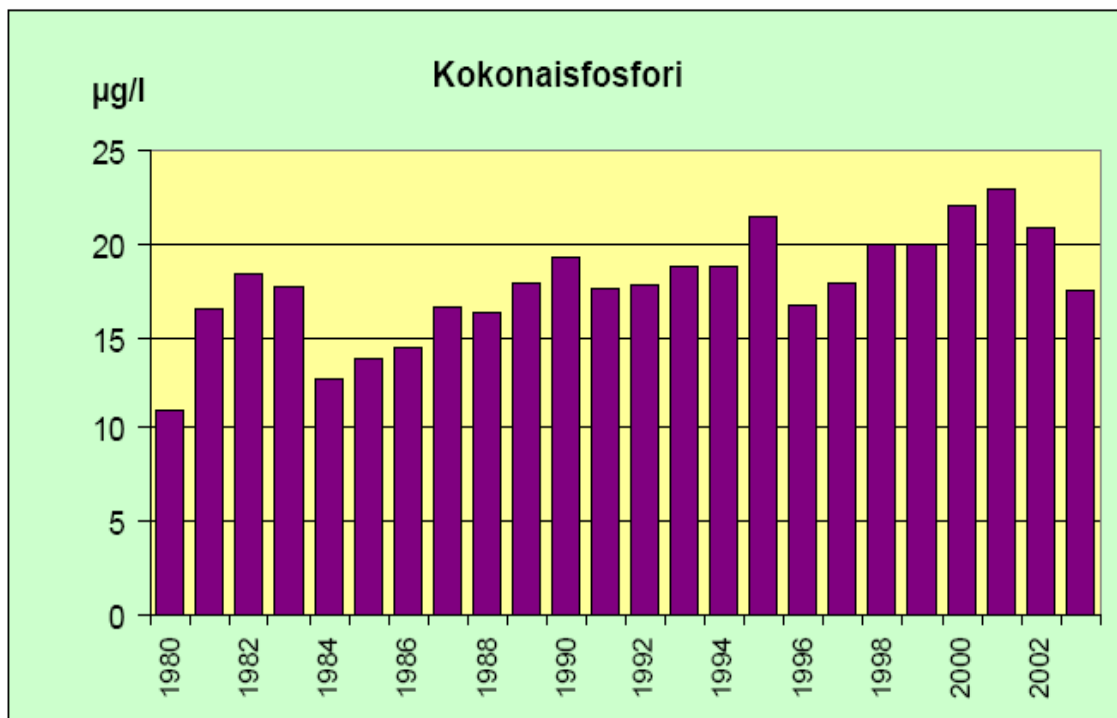
”Pyhäjärven suojeluprojekti – uusien työmenetelmien kehittäminen” on puoliksi EU:n Life-rahaston ja puoliksi Pyhäjärven suojelurahaston ja Länsi-Suomen ympäristökeskuksen rahoittama hanke, joka alkoi vuonna 1996 ja loppui vuoden 2000 lopussa. Life projektit ovat EU:n rahoitusinstrumentti, jonka tarkoituksena on tukea yhteisön ympäristöpolitiikkaa. Pyhäjärven suojeluprojektin tavoitteita olivat ravinteiden käytön vähentäminen ja jätevesien käsittelyn parantaminen valuma-alueella sekä osallistumisen kehittäminen. Projektin toteutusta ja keinoja tarkastelen lähemmin luvussa viisi yhdessä direktiivin vaatimusten ja toimeenpanon edellytysten puitteissa. Seuraavaksi tarkastelen direktiivin vaatimuksia vesistön ekologiselle tilalle ja miten nämä vaatimukset toteutuvat Säkylän Pyhäjärvellä.

### **3.3 Pyhäjärven ekologinen tila ja vertailuolot**

Veden fysikaalis-kemialliset muuttujat muokkaavat vesistön biologisten muuttujien elinolosuhteita. Veden näkösyvyys on oleellinen tekijä Suomen humuspitoisien järvien luokittelussa. Pyhäjärven keskimääräinen näkösyvyys on vähentynyt 3,9 metristä 2,6 metriin aikavälillä 1980-2003 (Pyhäjärven suojelurahaston tiedote 24.3.2004). Näkösyvyyden heikkeneminen johtuu planktonlevien ja kiintoainehiukkasten

määrällisestä kasvusta, ja näin myös veden laadun huonontumisesta (Kirkkala & Sarvala 2001).

Rehevöitymisen kannalta keskeisiä ravinteita ovat typpi ja fosfori. Pyhäjärven keskimääräinen kokonaisfosforipitoisuus kaksinkertaistui 80-luvulla, mutta pitoisuuden kasvu pysähtyi 90-luvulla, jolloin kokonaisfosforin määrä vedessä oli noin 20 µg/litra. (Kuvio 3.1) Veden fosforipitoisuudessa esiintyy huomattavia vuodenaikaisia vaihteluita, jotka johtuvat lähinnä sisäisestä kuormituksesta, jossa fosforia vapautuu veteen järven pohjasedimenteistä. (Kirkkala 2001.) Vuonna 2003 Pyhäjärven keskimääräinen fosforipitoisuus oli 17,5 µg/litra. Lasku johtuu sekä Yläneenjoen että Pyhäjoen vuosina 2002 ja 2003 alentuneista fosforivirtaamista. Jokien fosforivirtaamien aleneminen lähes puoleen aiempien vuosien virtaamista voidaan kuitenkin tulkita johtuvan kuivuuden aiheuttamasta keskivirtaaman laskusta joissa. (Pyhäjärven suojelurahaston tiedote 24.3.2004.)

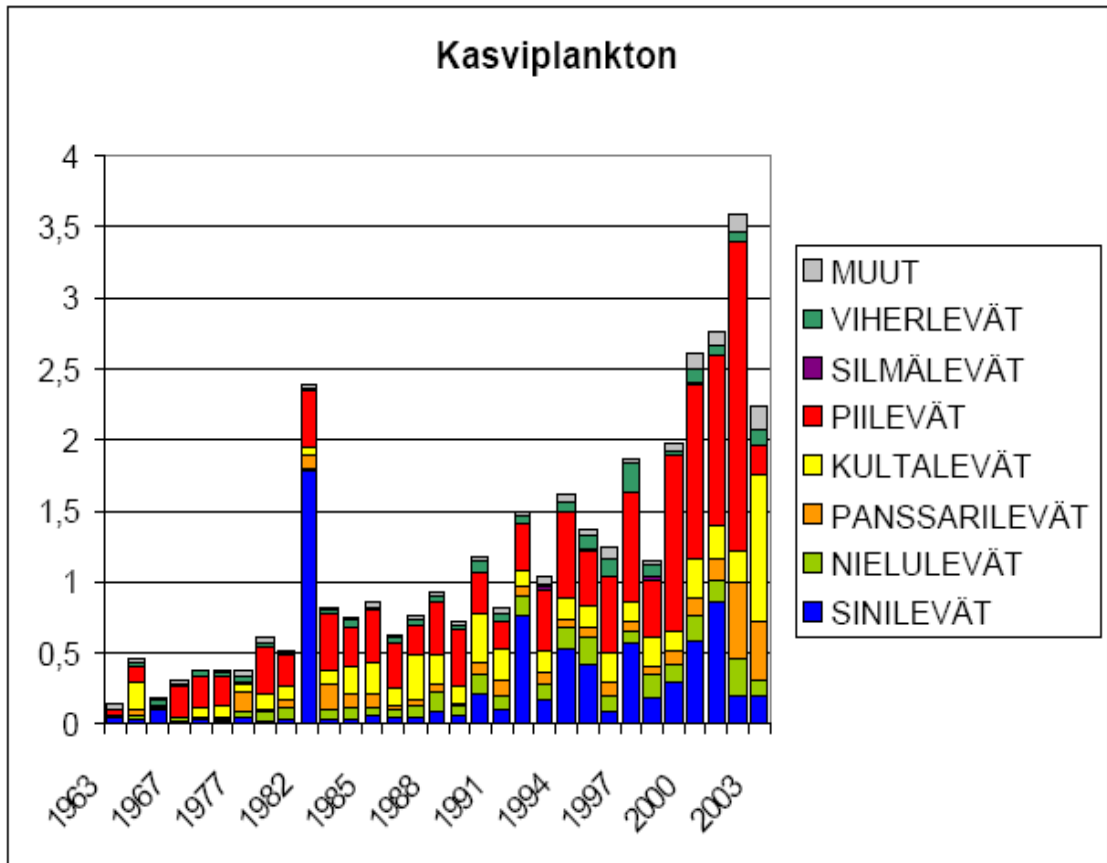


Kuvio 3.1. Pyhäjärven kokonaisfosforin määrän kehitys avovesikaudella vuosina 1980-2003. (Lähde: Pyhäjärven suojelurahaston tiedote 24.3.2004)

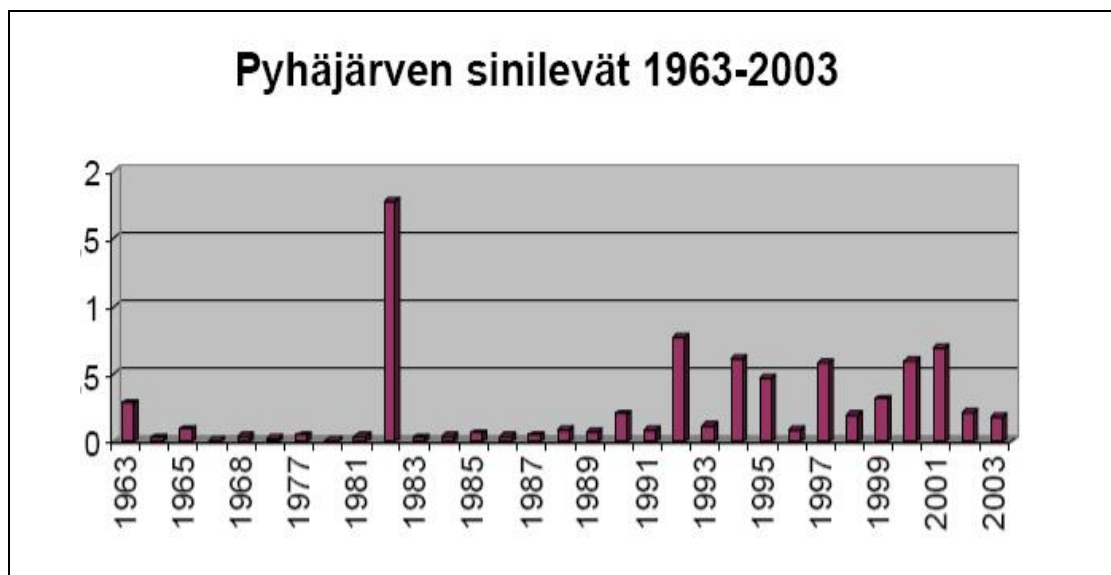
Veden keskimääräisessä typpipitoisuudessa ei ole havaittu kovin suuria muutoksia seurantajaksolla 1980-2003. Pitoisuus tosin nousi 90-luvun alkua kohden, mutta laski vuoteen 2003 mennessä lähes takaisin vuoden 1980 alku tasolle. Vuonna 2003 veden

keskimääräinen kokonaistyyppipitoisuus oli keskimäärin 395 µg/litra. (Pyhäjärven suojelurahaston tiedote 24.3.2004.)

Sarvalan (2001) mukaan järvissä kasviplanktonin tuotantoa säätelee lähes aina saatavissa olevan fosforin määrä. Kasviplanktonin biomassan määrä onkin moninkertaistunut 1960-luvulla alkaneiden mittausten perusteella ja oli vuonna 2002 huipussaan noin 3,5 mg biomassaa litrassa vettä, kun luku vuonna 1963 oli vain noin 0,2 mg/l. Vuonna 2003 vastaava luku oli kuitenkin alentunut noin 2,3 grammaan mg/l, mikä tukee oletusta fosforin ja kasviplanktonin määrän välisestä yhteydestä. (Kuvio 3.2, 27.) Varsinkin sinilevien runsastuminen on suorassa yhteydessä veden fosforipitoisuuden kasvuun. (Kuvio 3.3, 27.) Pii- ja sinilevät ovat selvästi runsastuneet mittausajanjaksolla ja piilevät ovat koko ajanjakson ajan olleet vallitseva leväryhmä. Karummille vesille ominaiset kulta- ja nielulevät ovat suhteellisesti vähentyneet koko ajan 2000-lukua lähestyttäessä. Mutta vuoden 2003 runsaussuhteet ovat fosforipitoisuuden alenemisen myötä muuttuneet huomattavasti, ja karuille vesille ominaiset levälajit olivat tällöin vallitsevia (Pyhäjärven suojelurahaston tiedote 24.3.2004).



Kuvio 3.2. Kasviplanktonbiomassan keskiarvot vuosina 1963-2003 (biomassa mg/l).  
(Lähde: Pyhäjärven suojelurahaston tiedote 24.3.2004)



Kuvio 3.3. Pyhäjärven sinilevät 1963-2003 (biomassa mg/l).  
(Lähde: Pyhäjärven suojelurahaston tiedote 24.3.2004)

Vuonna 1966 tehdyn koko järven kattavan kasvillisuuskartoituksen mukaan Pyhäjärvi kuuluu vesikasvien perusteella ruokojärviin, jonka luonnehtijalajina on järviruoko. Luultavasti järven veden säännöstelyn ja siitä johtuneen muutaman sentin veden pinnan nousun myötä, ruovikoiden peittämä ala oli vuonna 1997 65 % pienempi kuin vuonna 1966. Kelluslehtiset ja rehevien kasvupaikkojen lajit sen sijaan ovat vuoden 1997 kartoituksen mukaan lisääntyneet, ja kelluslehtisten kasvustojen osuus koko järven kasvillisuudesta oli lähes kolmannes. Kelluslehtisten- ja uposkasvien runsastuminen kertoo yleensä rehevöitymisestä ja muutoksista veden ladussa (Pilke ym. 2002a, 25). Vesikasvillisuuden koostumus, runsaussuhteet sekä pinta-ala ovat näin muuttuneet huomattavasti 30 vuoden aikana, koska ilmaversoisten kasvustojen, varsinkin järviruo'on, pinta-ala (144 ha, 1967) pienentyi noin 59 hehtaariin (1997) ja prosentuaalinen osuus koko kasvustosta putosi lähes 20 %. (Kalpa 2001.)

Pyhäjärven rehevöityminen näkyy myös pohjaeläinten biomassassa, joka kasvoi tutkimus-tulosten mukaan 1960-luvulta aina 1990-luvulle asti. Syksyllä 1999 biomassassa oli kuitenkin vähentynyt 90-luvun huippuvuosiin verrattuna, ollen noin  $10\text{g/m}^2$ . Myös pohjaeläinten lajikoostumus kertoo veden laadusta ja sen perusteella voidaan laskea pohjaeläimistön laatuindeksejä. Järven rehevöitymiskehityksestä 1970-luvun mittauksiin verrattuna kertoo harvasukasmatojen suhteellinen lisääntyminen surviaissääskentoukkiin verrattuna. (Sarvala & Saarikari 2001.)

Kalaston tämänhetkinen koostumus ei vastaa Pyhäjärven luontaista kalastoa. Pyhäjärvelle luontaisia kalalajeja ovat kiiski, ahven, särki, kuore, hauki, lahna, salakka, made ja kivisimppu. Alun perin 1900-luvun alussa järvi oli myös tuottoisa rapuvesi, mutta toistuneet rutot vuosisadan alussa tuhosivat kannan. Tällä hetkellä järvestä tavataan 19 kalalajia, joista tämän päivän tärkeimmät saaliskalat, muikku ja siika, ovat istutettuja. (Sarvala & Saarikari, 2001.) Molempia kantoja säädellään voimakkaalla kalastuksella ja suurin osa saaliina saatavista muikuista onkin alle vuoden ikäisiä. Voimakkaan kalastuksen myötä järven kalakannat pysyvät pieninä ja nopeasti kasvavina, minkä oletetaan olevan tärkein syy Pyhäjärven tuottoisiin kalakantoihin. Muikkujen runsauteen vaikuttaa tämän myötä suoraan myös niitä syövien petokalojen pienet kannat. Muikkukannalla on suora vaikutus järven veden laatuun eläinplanktonin koostumuksen, biomassan ja kokojakauman säätelijänä. Myös siikakannan koko on



ravintokilpailun myötä riippuvainen muikkujen määrästä. (Sarvala, Helminen & Auvinen 1998, 337-340.)

Hyvän ekologisen tilan määritelmä direktiivissä painottuu biologisiin laatutekijöihin, joita muut arvioitavat laatutekijät lähinnä tukevat. Kuten luvun alussa todetaan, vaikuttavat veden fysikaalis-kemialliset muuttujat kuitenkin vesistön biologisten muuttujien elinolosuhteisiin. Edellä esitettyjen tutkimustulosten myötä voidaan olettaa, että Pyhäjärven hyvä biologinen tila on kaikkien sitä kuvaavien laatutekijöiden kautta joko suoraan tai välillisesti riippuvainen veden fosforipitoisuudesta. Näin ollen ulkoisen kuormituksen fosforipäästöjä rajoittamalla voitaisiin vaikuttaa suoraan kasviplanktonin ja varsinkin sinilevien määrään vedessä. Kalastuksella taas voidaan vaikuttaa järven sisäiseen kuormitukseen.

Vuosina 2000-2003 suoritettun pintavesien valtakunnallisen vedenlaatuluokituksen mukaan Pyhäjärvi kuuluu luokkaan hyvä. Luokitus hyvä määritellään seuraavasti: ”Vesialue on lähes luonnontilainen, mutta lievästi rehevöitynyt tai selvästi humuspitoinen. Paikallisesti rajoittuneita leväesiintymiä voi esiintyä satunnaisesti. Vesistö soveltuu hyvin eri käyttömuotoihin”. Kokonaisfosforin määrä vesistössä tulee luokassa hyvä olla alle 30 µg/litra ja luokassa erinomainen alle 12 µg/litra. (Pintavesien laatu 2005.) Direktiivin mukainen hyvän ekologisen tilan määritelmä on ”... biologisten laatutekijöiden arvot osoittavat merkkejä ihmistoiminnasta johtuvista vähäisistä muutoksista, mutta eroavat ainoastaan vähän niistä arvoista, jotka tavallisesti liitetään kyseisen pintavesimuodostuman häiriintymättömiin olosuhteisiin.” (Vesipolitiikan puitedirektiivi 23.10.2000/60/EY, Liite V). Näiden määritelmien verrattavuudesta ei vielä ole olemassa tulkintoja, koska direktiivi edellyttää toimenpideohjelmien ja vesipiirien hoitosuunnitelmien julkaisemista vasta vuoteen 2009 mennessä. Tämän takia Pyhäjärvelle ei ole vielä voitu määrittää direktiivin mukaisia, tarkkoja tavoitteita veden ekologiselle laadulle.

Pyhäjärven rehevöitymiskehityksen trendi on ollut jatkuvasti nouseva ja vaikka järven tila tällä hetkellä luokitellaan hyväksi, voidaan rehevöitymiskehityksen jatkuessa olettaa, että järven tila tulee huononemaan. Direktiivin tavoitteena on kaikkien vesien hyvä tila vuoteen 2015 mennessä ja saavutettu tila tulee säilyttää myös tulevaisuudessa. Vaikka Pyhäjärvi tällä hetkellä täyttäisikin direktiivin vaatimukset hyvästä ekologisesta

tilasta, tulee hyvä tila varmistaa myös tulevaisuudessa. Tämän takia voidaan olettaa, että rehevöitymiskehityksen jatkuessa tulee vesiensuojelutoimenpiteitä kehittää Pyhäjärven alueella.

Vesiensuojelutoimenpiteiden ja niiden toteuttamisen kustannusten arvioimiseksi käytän asiantuntija-arviota Pyhäjärven hyvälle ekologiselle tilalle. Direktiivin myötä Suomessa tehdyssä vesistöjen luokittelussa Pyhäjärvi tulee asiantuntija-arvion mukaan todennäköisesti sijoittumaan järvityyppiin, johon sisällytetään suuret (>40km<sup>2</sup>) ja vähähumuksiset (<30 mg Pt/l) järvet<sup>1</sup>. Tätä järvityyppiä edustavia järviä löytyy Suomesta vielä luonnontilassa, joten vertailuolujen ja tätä kautta referenssiarvojen löytäminen laatutekijöille on jokseenkin yksinkertaista. Tehtyjen laskelmien perusteella on voitu määrittää alustavat tavoitetasot kasviplanktonin kokonaisbiomassan sekä sinilevien biomassan keskiarvoille<sup>2</sup>. Erinomaisen ja hyvän ekologisen tilan raja-arvo näille laatutekijöille voisi olla kasviplanktonin biomassalle 0.34 mg/l ja sinilevien biomassan referenssiarvo 0.03 mg/l. Luokkien hyvä/tyytyttävä ekologinen tila raja-arvot olisivat kokonaisbiomassalle 0.7 mg/l ja sinilevien biomassalle 0.055 mg/l. Direktiivi edellyttää vesistöiltä vähintään hyvää ekologista tilaa, jolloin laatutekijöiden arvot eivät saisi ylittää viimeksi mainittuja raja-arvoja.

Pyhäjärvellä kerätystä tutkimusaineistosta selviää, että sinilevien määrän vaihtelu on suurempaa ja selkeän kehitystrendin havaitseminen vaikeampaa kuin kasviplanktonin kokonaisbiomassan kehitystä tarkasteltaessa. Näin ollen tässä työssä on valittu Pyhäjärven ekologista tilaa edustavaksi laatutekijäksi kasviplanktonin kokonaisbiomassan keskiarvo. Sen kautta lähdetään määrittämään tavoitetason tuottavaa fosforipitoisuutta järvessä ja edelleen halutun fosforipitoisuuden edellyttämää vähennystä ulkoisessa ja sisäisessä ravinnekuormituksessa.

### **3.4 Hyvän ekologisen tilan tuottava fosforitaso Pyhäjärvellä**

Kun referenssiarvon mukainen tavoitetaso haitallisille kokonaisleväkukinnoille tunnetaan, voidaan sen avulla ryhtyä selvittämään tavoitetason tuottavaa

---

<sup>1</sup> Kirjallinen tiedonanto Seppo Rekolainen 24.2.2005

<sup>2</sup> Kirjallinen tiedonanto Seppo Rekolainen 24.2.2005

kokonaisfosforipitoisuutta järvessä. Helminen ja Sarvala (1997) ovat vuosina 1980-92 suoritetuista vedenlaatututkimuksista kerätyn aineiston perusteella estimoineet regressioyhtälön, joka kuvaa kasviplanktonin a-klorofyllitasoa eläinplanktonin biomassan ja veden kokonaisfosforin funktiona. Eläinplanktonin biomassa korreloi negatiivisesti vuotuisen muikkukannan kanssa, jolloin pienentämällä muikkukantaa voidaan kasvattaa eläinplanktonin biomassan määrää. Näin yhtälössä on mukana kalastuksen tehokkuuden vaikutus sisäisen kuormituksen hillitsijänä eläinplanktonin laiduntamisen kautta. (Helminen & Sarvala 1997.)

$$(3.1) \quad \log_{10} CHLA_{AS} = -0,3 - 0,73 \log_{10} ZPBIO + 1,82 \log_{10} TP_{AS},$$

jossa:

$CHLA_{AS}$  = a-klorofyllitason keskiarvo elo-syyskuussa  $\mu\text{g/l}$

$ZPBIO$  = eläinplanktonin biomassan keskiarvo

$TP_{AS}$  = kokonaisfosforipitoisuuden keskiarvo elo-syyskuussa  $\mu\text{g/l}$ .

Yhtälön avulla voidaan määrittää vähennystavoite Pyhäjärven kokonaisfosforitasolle asettamalla tavoite veden a-klorofyllitasolle erikokoisilla muikkukannoilla. Mallin selitysaste on 79,3 %.

Yhtälö (3.1) tuottaa tavoitetason kasviplanktonin a-klorofyllin biomassalle. Direktiivin mukaiset referenssiarvot on kuitenkin määritetty kasviplanktonille, joten on selvitettävä mikä on kasviplanktonin a-klorofyllin määrän suhde kasviplanktonin kokonaisbiomassaan, jotta yhtälön a-klorofyllitaso voidaan asettaa sen tuottavan kasviplanktonin biomassan tasolle. Pyhäjärven a-klorofyllitason ja kasviplanktonin biomassan riippuvuutta mallintaa Sarvalan<sup>3</sup> mukaan yhtälö:

$$(3.2) \quad PP = -0,6205 + 0,3235 * CHLA,$$

jossa:

$PP$  = kasviplanktonin biomassa  $\text{mg/l}$

$CHLA$  = a-klorofylli  $\text{mg/l}$ .

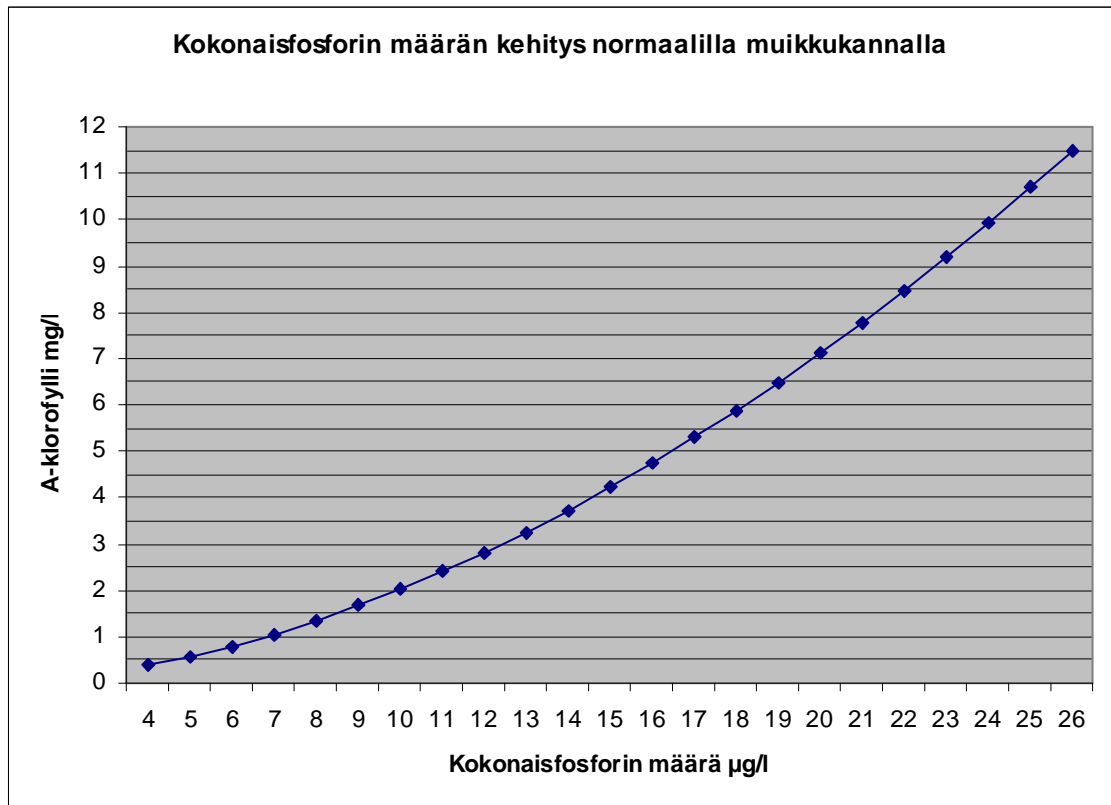
---

<sup>3</sup> J. Sarvala ym. julkaisematon. Kirjallinen tiedonanto 12.6.2005

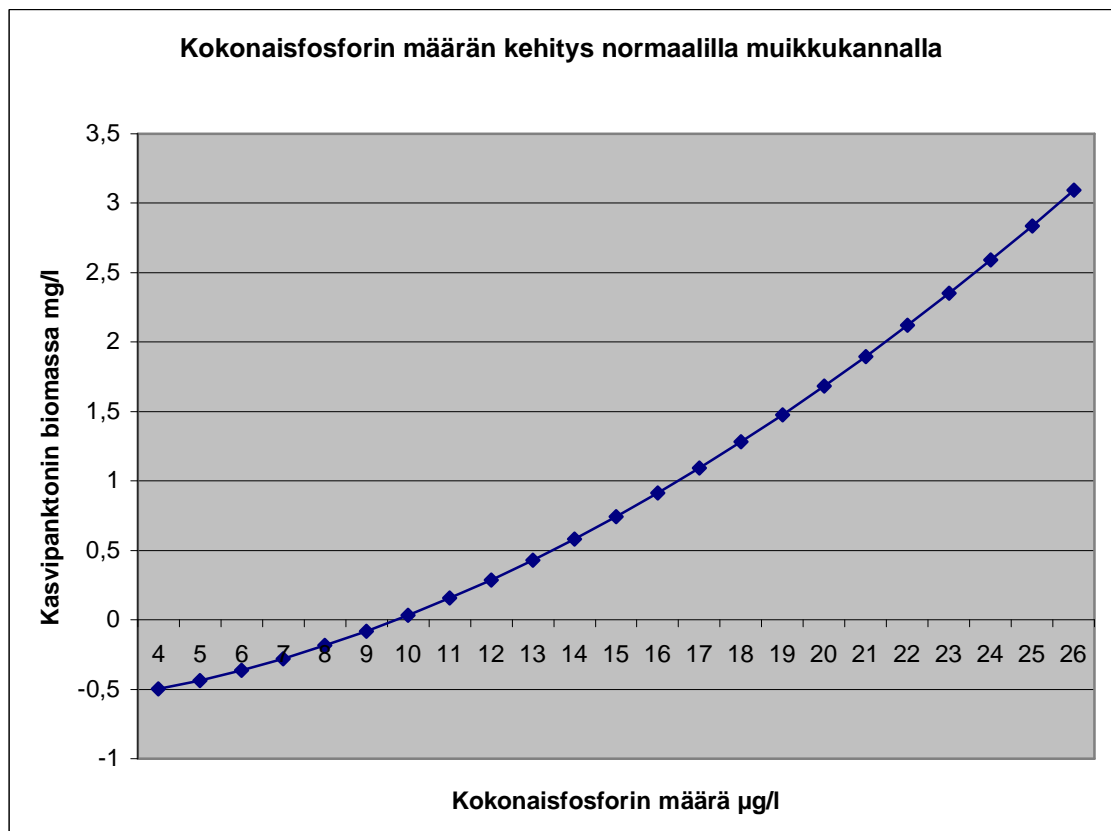
A-klorofylli on kasviplanktonin indikaattori, joka vaihtelee kasviplanktonin biomassan vaihdellessa. Jokainen järvi on oma ekosysteeminsä ja tämän takia tässä työssä kasviplanktonin ja a-klorofyllin välistä suhdetta mallinnetaan vertaamalla Pyhäjärvellä tehtyjä mittauksia näissä tekijöissä toisiinsa. Yhtälö (3.2) on mallinnettu Pyhäjärvellä vuosina 1980-2004 tehtyjen mittausten perusteella. Muuttujien oikeaa riippuvuutta näyttäisi havainnoista päätellen kuvaavan paremmin toisen asteen yhtälö. Luultavasti tämän takia yhtälön selitysaste jää vain 44,6 %:iin. Yhtälö (3.2) on kuitenkin tällä hetkellä paras saatavilla oleva muuttujien suhdetta kuvaava yhtälö. Käyttämällä tätä yhtälöä, vastaa direktiivin mukainen raja-arvo 0,7mg/l kasviplanktonin kokonaisbiomassalle luokkien hyvä/tyydyttävä rajalla 4,1 mg:a a-klorofylliä litrassa vettä.

Muikkukannan vahvuus kiinnitetään yhtälössä (3.1) Sarvalan ja Helmisen (1997) mukaan 12,5 miljoonaan kappaleeseen. Tämä luku on keskiarvo vuosien 1980-1992 arvioitujen muikkukantojen suuruuksille. Kannan koko kesällä on vuosittain arvioitu edellisenä talvena talvinuottauksessa saaliiksi saatujen muikkujen määrän perusteella. Arvioita voidaan pitää tarkkoina, koska ne on muodostettu Pyhäjärvellä harrastetun intensiivisen ammattikalastuksen saaliiden mukaan. (Sarvala & Helminen 1997, 34-35.)

Yhtälön (3.1) avulla on muodostettu kuvio (3.4, 33), joka kertoo a-klorofyllin määrän kokonaisfosforin määrän eri tasoilla. Aiemmin määritetty hyvän ekologisen tilan tuottava a-klorofyllin raja-arvo 4,1 mg/l kuvion pystyakselilla vastaa yhtälön (3.1) mukaan kokonaisfosforin määrää 14,7 µg litrassa vettä, joka näkyy vaaka-akselilla.



Kuvio 3.4. Kokonaisfosforin määrän ja a-klorofyllin suhde Pyhäjärvellä.



Kuvio 3.5. Kokonaisfosforin määrän ja kasvipanktonin kokonaisbiomassan suhde Pyhäjärvellä.

Kuviossa (3.5) a-klorofylli on muunnettu kasviplanktoniksi yhtälön (3.2) mukaisesti. Kuvioissa käytetyn tiedon avulla voidaan laskea vähennystavoite kokonaisfosforin määrälle. Pyhäjärven kasviplanktonin kokonaisbiomassan keskiarvo avovesikauden kattavilta mittauksilta vuosina 1990-1999 on 1,5 mg litrassa vettä. Jotta direktiivin mukainen hyvä ekologinen tila saavutettaisiin, tarkoittaa tämä 0,8 mg:n vähennystä kasviplanktonin kokonaisbiomassan määrässä. Prosentteina vähennys on jopa 53 prosenttia. Kun 1,5 mg kasviplanktonia muunnetaan yhtälön (3.2) avulla a-klorofylliksi, saadaan 6,6 mg a-klorofylliä. Tämä tuottaa yhtälön (3.1) mukaan veden kokonaisfosforipitoisuudeksi 19,1 µg/l. Hyvän ekologisen tilan saavuttaminen edellyttäisi näin ollen 4,4 µg:n vähennystä kokonaisfosforin määrässä litrassa vettä, jolloin fosforikuormituksen vähennystavoite on 23 %.

## **4 Direktiivin taloudellisten vaikutusten tarkastelu**

Vesien suojelun taloudellisten vaikutusten minimoimiseksi direktiivin viidennessä artiklassa edellytetään vedenkäytön taloudellisen analyysin laatimista vesipiireille. Analyysin tavoitteena on löytää kustannustehokkaat toimenpiteet vesistön ympäristötavoitteiden saavuttamiseksi ja sisällyttää ne toimenpideohjelmaan (Vesipolitiikan puitedirektiivi 23.10.2000/60/EY, Liite III). Toimenpideohjelman laatimisessa kustannustehokkuus tarkoittaa niiden toimenpiteiden yhdistelmää, joilla päästään annettuun ympäristötavoitteeseen mahdollisimman alhaisin kustannuksin (Economics and the... 2003, 11).

Puitedirektiivissä asetetaan vaaditut ympäristötavoitteet, mutta jäsenmaat saavat itse ratkaista miten pääsevät näihin tavoitteisiin. Tavoitteet voidaan saavuttaa asettamalla päästöille raja-arvoja tai ympäristölle laatutavoitteita, jolloin tavoitteiden saavuttaminen toteutuu kussakin tapauksessa päästöjen luonne ja alueen olosuhteet huomioiden. Näin jäsenmaille annetaan mahdollisuus saavuttaa vaadittu vesistöjen tila alueelle parhaiten sopivin toimenpitein ja mahdollisimman kustannustehokkaasti. Tässä luvussa tarkastelen Pyhäjärvellä ja sen valuma-alueella mahdollisia vesiensuojelutoimenpiteitä ja niiden tehokkuutta fosforikuormituksen vähentämisessä. Lopuksi tarkastelen valittujen toimenpiteiden kustannuksia sekä direktiivin toteuttamisen kustannuksia annettulla fosforin vähennystavoitteella.

### **4.1 Pyhäjärvellä toteutetut puhdistustoimenpiteet ja niiden tehokkuus**

Laajan tutkimustoiminnan ja suojeluaktiivisuuden myötä Pyhäjärvellä on jo toteutettu lukuisia toimenpiteitä veden laadun parantamiseksi. Ulkoista kuormitusta on vähennetty toimenpitein, joilla on hillitty maatalouden ja haja-asutuksen päästöjä, ja sisäistä kuormitusta on kontrolloitu lähinnä kalastuksen avulla. Tässä kappaleessa kerron tarkemmin toteutetuista puhdistustoimenpiteistä ja niiden tuloksista. Tämän jälkeen vertaan niitä arvioitujen ympäristötavoitteiden edellyttämiin toimenpiteisiin.

## Ulkoisen kuormituksen vähentäminen

Pyhjärven ulkoinen ravinnekuormitus muodostuu suurimmaksi osaksi maatalouden lannoitepäästöistä ja haja-asutuksen jätevesistä. Suomessa maatalouden osuus vesistöjä kuormittavista fosforipäästöistä oli vuonna 2002 yli 60 % vesistöjen kokonaisfosforikuormituksesta. Vastaava luku haja- ja loma-asutuksen aiheuttamalle kuormitukselle oli 8,7 %. (Vesistöjen ravinnekuormitus ja... 2004.) Molempien kontrolloimiseksi on Pyhjärvellä tehty toimenpiteitä. Alueen maanviljelijöistä 99,5 % kuuluu maatalouden ympäristötuen piiriin. Maatalouden hajakuormituksen suuruuteen voidaan vaikuttaa vähentämällä valumavesien ravinnepitoisuuksia eri toimenpitein. Tämän myötä tehtyjä suojelutoimenpiteitä vesistöjen kunnostamiseksi ovat muutokset viljelykäytännöissä pelloilla, kuten vähennetty lannoitus ja suorakylvö. Ravinteiden kulkeutumista pelloilta on vähennetty suojakaistoja ja suojavyöhykkeitä perustamalla. Lisäksi peltojen valumavesien ravinnepitoisuuksien pienentämiseksi on perustettu vesiensuojelukosteikkoja vähentämään Pyhjärveen laskevan veden ravinnekuormitusta. Haja-asutuksen päästöjen vähentämiseksi alueella on osallistuttu hajasampo-projektiin, joka toteutettiin Suomen ympäristökeskuksen johdolla vuosina 1998-2001.

Osa ulkoisesta kuormituksesta on luonnon huuhtoumaa, johon toteutetuilla puhdistusratkaisuilla ei voida vaikuttaa. Uusi-Kämpän (1989) tutkimuksessa luonnon taustahuuhtoumaksi arvioidaan 4-10 kg kokonaisfosforia/km<sup>2</sup> vuodessa. Koska taustahuuhtoumaan ei voida toimenpitein vaikuttaa, joudutaan maatalouden puhdistustavoitetta nostamaan entisestään, jotta kuormitukselle asetettu vähennystavoite saavutettaisiin.

### *Toimenpiteet pelloilla*

Fosforia huuhtoutuu vesistöihin, koska peltoviljelyssä käytetään suurempia määriä fosforia lannoitteena, kuin sitä sadon mukana poistuu. Pitkään jatkunut lannoitus nostaa maan fosforipitoisuutta, joka kasvattaa pelloilta saatavaa satoa. Ympäristötuen ehtoihin kuuluu lannoitteiden käytön vähentäminen, jonka myötä fosforilannoitus onkin Yläneenjoen pelloilla vähentynyt 25-40 % viljelystä kasvilajista riippuen. (Kirkkala, Mattila & Sarvala 2001.) Maan fosforipitoisuus ei kuitenkaan laske saman tien lannoituksen vähentyessä, koska fosfori sitoutuu maapartikkeleihin, joista kasvit käyttävät sitä tarpeen mukaan. Fosforin huuhtouma vesistöihin vähenee näin ajan myötä



maan fosforiluvun laskiessa vähennetyn lannoituksen seurauksena ja lannoituksen vähentämisestä saatavat ympäristöhyödyt konkretisoituvat vasta pidemmän aikavälin tarkastelussa. (Pyykkönen ym. 2004, 88.)

Ilmasto-olojen takia kasvukausi jää Suomessa lyhyeksi ja pellot ovat useita kuukausia ilman maata sitovaa kasvipeitettä. Paljaan pellon kiintoainekseen sitoutuneen fosforin huuhtoutuminen voi olla jopa 3-4-kertainen pysyvän kasvipeitteen maahan verrattuna. Tähän on kiinnitetty huomiota suorakylvössä, jossa uusi kasvusto perustetaan suoraan edellisen kasvuston sänkeen. Kylvö suoritetaan myös ilman raskaita maanmuokkaus toimenpiteitä, jolloin maan rakenne jää ilmavammaksi ja pidättää vettä paremmin. Näin suorakylvö muuttaa maan pintarakennetta ja vähentää eroosiota talvella. Toisaalta liukoisen fosforin huuhtoutumisen on todettu kasvavan suorakylvön seurauksena, ja voi ylittää eroosion pienemisestä saavutetut hyödyt kaltevilla pelloilla. Liukoisen fosforin huuhtoutumista voi pienentää kevyesti muokatun maan ilmavampi rakenne ja tarpeeksi leveät suojavyöhykkeet pellon laidalla. Myös maan fosforiluvun pieneminen lannoituksen vähentämisen myötä vähentää huuhtoumaa aikanaan. Suorakylvöstä on kuitenkin vasta vähän kotimaista tutkimustietoa. (Alakukku, Mikkola & Teräväinen 2004, 82-88.)

Peltojen talviaikainen kasvipeitteisyys ja kevennetty muokkaus ovat ympäristötuen lisätoimenpiteitä, jotka toteutuvat suorakylvössä. Jos viljelijä on valinnut tämän lisätoimenpiteen, tulee hänen pitää 30 % peltolohkojensa kokonaispinta-alasta talvella kasvien peitossa tai kevennetysti muokattuna. Vuonna 1995 SYKE ja Maatalouden tutkimuskeskus käynnistivät Maatalouden ympäristötuen vaikuttavuuden seurantatutkimuksen (MYTVAS), joka koski vuosia 1995-1999. Tutkimusta jatkettiin vuosina 2000-2002, tavoitteena selvittää miten ympäristötukijärjestelmä on vaikuttanut muun muassa vesiin kohdistuvaan ravinnekuormitukseen. Tähän liittyvän hankkeen haastattelututkimukseen Yläneenjoen valuma-alueella osallistuneista tiloista, kasvipeitteisen ja kevennetysti muokatun pinta-alan osuus viljelypinta-alasta oli kasvanut vuonna 1999 loppuneen ympäristötukikauden 47 prosentista vuoden 2002 53 prosenttiin. Haastattelututkimus kattoi 3297 hehtaaria peltoalaa valuma-alueella, joka on vähän yli puolet koko valuma-alueen peltoalasta (6318 ha). (Pyykkönen, Grönroos, Rankinen, Laitinen, Karhu & Granlund. 2004, 65-67.)

### *Suojavyöhykkeet*

Suojakaistat ja -vyöhykkeet ovat pysyviä, monivuotisen kasvillisuuden alueita viljelymaan ja ojan tai vesistön välissä, joiden tarkoituksena on pienentää peltojen valumaveden virtaamisnopeutta. Niiden ensisijainen tehtävä on poistaa ravinteita ja muita vesistöille haitallisia aineita pellon pintavalumasta, mutta myös vähentää eroosiota ja poistaa valumavedestä sedimenttiainesta ja epäpuhtauksia. (Uusi-Kämpä & Kilpinen 2000, 8-10.) Metrin levyiset pientareet valtaojien ja kolmen metrin suojakaistat purojen ja muiden vesistöjen varsilla kuuluvat maatalouden ympäristötuen perustoimenpiteisiin. Suojavyöhykkeet ovat leveämpiä kuin suojakaistat ja niiden perustaminen ja hoito kuuluu ympäristötuen erityistukimuotoihin. (Pyykkönen ym. 2004.)

Viljelymailta huuhtoutuu vesistöihin vuosittain keskimäärin 0,65-0,95 kg fosforia hehtaarilta, riippuen pellon maalajista ja viljellystä kasvusta. Suojavyöhykkeen puhdistustehokkuuteen vaikuttavat valuma-alueen maalaji, kaltevuus ja suojavyöhykkeen leveys, sillä kasvavat kasvilajit ja niiden tiheys. Pohjoismaisen tutkimuksen mukaan jo parin metrin levyinen suojavyöhyke vähentäisi yli 50 % pintavalumavesien kokonaisfosforimäärästä. Uusi-Kämpän ja Kilpisen (2000) tutkimuksen mukaan 10 metrin suojavyöhyke poistaa 30-40 % pintavaluman kokonaisfosforimäärästä, riippuen vyöhykkeen kasvillisuudesta. Muokkauskerroksen läpi suodattuneeseen pintakerrosvaluntaan, eli 0,2 metrin syvyydestä mitatun vajoveden kokonaisfosforipitoisuuteen suojavyöhykkeellä ei ollut vaikutusta. (Uusi-Kämpä & Kilpinen 2000, 7-9, 22-29.)

### *Vesiensuojelukosteikot*

Vesiensuojelukosteikot ovat vesistökuormitusta vähentäviä ojan, purojen, joen tai muun vesistön osia ja niiden ranta-alueita, jotka ovat suuren osan vuodesta veden peitossa ja jotka muunkin ajan pysyvät kosteana. Kosteikkojen toiminta perustuu niiden veden virtaamisnopeutta hidastavaan vaikutukseen. Virtaamisnopeuden hidastuessa veden mukana kulkeva kiintoaine ja siihen sitoutuneet ravinteet laskeutuvat ja sedimentoituvat kosteikon pohjalle. Myös kosteikoissa kasvava kasvillisuus hidastaa omalta osaltaan veden virtausta, vakauttaa kosteikon maaperää vähentäen eroosioriskiä ja kerää ravinteita biomassansa. Fosforin pidättymistä edistää myös kasvien juuristo,

joka vapauttaa sedimenttiin happea. (Puustinen, Koskiaho, Puumala, Riihimäki, Rätty, Jormola, Gran, Ekholm & Maijala 2000, 5-11.)

Kosteikkojen puhdistustehoon vaikuttaa ravinteiden pitoisuudet valumavesissä: mitä suurempia pitoisuudet ovat, sitä tehokkaampia ovat kosteikot (Puustinen ym. 2000, 13). Tärkeää kiintoaineiden pidättymiselle kosteikkoon on veden riittävän pitkä viipymä kosteikossa, jolloin ravinteet ehtivät laskeutua kosteikon pohjalle. Tähän vaikuttaa oleellisesti kosteikon riittävä koko, joka mahdollistaa veden pidemmän viipymän kosteikossa. (Puustinen, Koskiaho, Gran, Jormola, Maijala, Mikkola-Roos, Puumala, Riihimäki, Rätty & Sammalkorpi 2001.) Myös kosteikkojen säännöllinen niittäminen, ja tämän myötä kasvien biomassaan sitoutuneiden ravinteiden poisto ravinnekierrosta vaikuttaa kosteikkojen puhdistustehokkuuteen (Puustinen ym. 2000, 9).

Valuma-alueelta tulevan veden määrä vaihtelee vuodenaikojen mukaan niin, että valumat ovat suuria keväällä lumen sulamisvesien ja syksyllä syysateiden jälkeen, kun taas kesällä ja talvella kosteikkoon saapuva veden määrä on huomattavasti alhaisempi. Kosteikon tehokas toiminta edellyttää, että sen koko on tarpeeksi suuri mahdollistaen riittävän pitkän veden viipymän siinä myös hydrologisen kuormituksen huippuina. Jos veden viipymä kosteikossa jää tulvahuippuina liian alhaiseksi, eivät ravinteet ehdi laskeutua sen pohjalle. Tällöin on mahdollista, että kosteikon pohjalle laskeutunut kiintoainelähtee voimistuneen virtauksen seurauksena uudelleen liikkeelle ja jopa lisää vesistöä kuormittavien ravinteiden määrää valumavedessä. (Puustinen ym. 2000, 6-12.)

Valuma-alueen maalaji ja kaltevuussuhteet sekä veden virtaamisnopeus määrittävät kosteikkoon tulevan veden kiintoaineen raekokojakauman, joka taas vaikuttaa ravinteiden pidättymiseen kosteikossa. Mitä suurempia kiintoainehiukkaset ovat, sitä nopeammin ne laskeutuvat kosteikon pohjalle ja sedimentoituvat. Arviolta 75 % valumavesien fosforista kulkee kiintoainekseen sitoutuneena, joka sedimentoituu tehokkaasti kosteikossa. Hiukkasiin sitoutunut fosfori ei kuitenkaan ole leville suoraan käyttökelpoista ja rehevöitymisen kannalta ongelmallisempaa onkin veteen liuennut fosfori, joka ei sedimentoidu kiintoaineksen mukana. (Puustinen ym. 2000, 6-8.)

Pyhäjärven valuma-alueelle on Kirkkalan ym. (2001) mukaan rakennettu 60 laskeutusallasta tai kosteikkoa. Yläneenjoen valuma-alueelle rakennettuihin

kosteikkoihin ja laskeutusaltaisiin on kuitenkin pidättynyt vain noin 10 % sinne tulleesta fosforista ja kiintoaineksesta. Kosteikkojen ja altaiden tehottomuus johtuu niiden pienestä koosta ja siitä seuranneesta veden liian lyhyestä viipymästä. (Kirkkala ym. 2001, 55-56.) Jotta kosteikko toimisi tehokkaasti, tulisi sen pinta-alan olla vähintään 1-2 % valuma-alueen pinta-alasta ja veden viipymän kolmesta viiteen vuorokautta (Puustinen ym. 2000, 20).

#### *Asutuksen hajapäästöjen hallinta*

Noin viidesosa suomalaisista asuu viemäriverkostojen ulottumattomissa ja näiden käsittelemättömät jätevedet kuormittavat vesistöjä puolitoistakertaisesti viemäriverkoston kuuluvaan loppuväestöön verrattuna. Vesiensuojelun tavoitteiden mukaan haja-asutuksen fosforikuormaa tulee vähentää 30 % 1990-luvun alun tasosta vuoteen 2005 mennessä. Hajasampo-projektin tavoitteena oli tämän myötä kehittää keinoja haja-asutuksen jätevesien käsittelyyn. Projektin seurauksena Pyhäjärven alueella rakennettiin 82 kiinteistökohtaista puhdistamoja ja noin 70 kompostikäymälää loma-asuntoihin. (Kujala-Räty & Santala 2001.)

#### **Sisäisen kuormituksen vähentämisen keinot**

Kalastus on Pyhäjärven sisäisen kuormituksen vähentämisen tärkein puhdistustoimenpide. Sen vaikutukset veden laatuun ilmenevät kahdella tavalla: ensinnäkin, kalastuksella voidaan vaikuttaa ravintoketjussa peräkkäin sijoittuvien biologisten laatutekijöiden runsaussuhteisiin ja tätä kautta levien määrään ja veden kirkkauteen. Eläinplanktonia syövien kalojen määrän väheneminen kasvattaa suuren eläinplanktonin määrää, jolloin se kontrolloi tehokkaammin kasviplanktonin määrää. Toiseksi, kalastuksen myötä poistuu suoraan kalojen biomassaan sitoutuneita ravinteita järven kiertokulusta. Kaloihin voi sitoutua yli puolet järven fosforista ja Pyhäjärvestä noin 20 % järveen tulevasta fosforista poistuu kalasaaliin mukana. (Sarvala & Helminen 2001.)

Vuonna 1995 aloitettiin roskakalan, eli vähempiarvoisen kalan, tehopyynti järven veden laadun kohentamiseksi Pyhäjärven suojelurahaston toimesta. Hintatuetulla kalastuksella poistetaan järvestä kalojen mukana niiden biomassaan sitoutuneita ravinteita, mutta

pyritään myös vaikuttamaan kalakantojen runsaussuhteisiin. (Salomaa 2001.) Näin on pyritty vahvistamaan varsinkin järven muikkukantaa, jonka on todettu parantavan veden laatua viemällä elintilaa muilta eläinplanktonia syövilä kalakannoilta. Vahva muikkukanta on edullinen myös Pyhäjärven kalatalouden, etenkin ammattikalastuksen kannalta. (Sarvala & Helminen 2001.) Vuonna 2002 aloitetun Pyhäjärven hoitokalastushankkeen tavoitteena oli vuoteen 2004 mennessä saavuttaa vuosittain 350 000 kg:n saalis vähempiarvoista kalaa. Projektin tavoite on turvata parempi veden laatu hoitokalastuksella ja kalatalouden jatkuminen kestäväällä pohjalla. Kun 1990-luvun lopun hoitokalastuksella poistettiin järvestä vuosittain 120 000-170 000 kiloa vähempiarvoista kalaa (Salomaa 2001), oli vuoden 2002 saalis lähes 360 000 kg. Tästä n. 82 000 kg oli ahventa, 63 000 kg särkeä, 122 000 kg kuoretta ja 93 000 kg kiiskeä. (Hoitokalastus kestävä kalatalouden... 2005.)

Kalastuksen hintatuen lisäksi vähempiarvoisen kalan menekkiä ja käyttömahdollisuuksia on pyritty kehittämään. Käyttökohteita on etsitty mm. kalamassan ja lemmikkieläinruokien valmistuksesta. Tätä kautta kaikkien saaliskalojen käsittely ja laatu ovat kehittyneet alueella ja paikallisen kalan saatavuus on lisääntynyt. (Salomaa 2001.)

Sisäistä kuormitusta on yritetty kontrolloida myös kokeilemalla vesikasvien poistoa joiltain rannoilta. Vesikasvien niitossa ravinteita poistuu kasvien biomassan mukana järven kiertokulusta. Niitto sopii parhaiten ilmaversoisten kasvien poistoon ja toimenpiteen tehokkuus riippuu kasvuston tiheydestä, veden syvyydestä ja niittokertojen lukumäärästä ja niiden ajoituksesta. (Väisänen, Lakso, Visuri, Hellsten & Väisänen 2001, 45.) Pyhäjärvellä helpoimmin kerättävä järviruoko peittää järven pinta-alasta vain 0,5 % ja kesällä 1997 suoritetulla niitolla poistetun kasvuston mukana poistui vain 7 kg fosforia. Järven kaikkien ruovikoiden niittämisellä päästäisiin vain prosenttien poistumaan järven vuosittaisesta fosforikuormasta, joten vesikasvien niitolla ei katsota olevan kovin suurta vaikutusta veden laatuun. (Sarvala, Turkki, Juntura & Hyry 2001, 82-83.)

## 4.2 Puhdistuskustannusten määrittely

Tutkimuksessa tarkastellaan direktiivin toimeenpanon yhteiskunnallisia kustannuksia. Yhteiskunnalliset kustannukset ovat yksityisten ja ulkoiskustannusten summa kun kaikki siirtosumat (maksut talouden pitäjien kesken) on eliminoitu (De V. Graaf 1991). Käytännössä tämä tarkoittaa tässä tapauksessa Pyhäjärven kokonaisfosforipitoisuuden vähentämisen vaihtoehtokustannuksia, jotka määritetään toteutettaville toimenpiteille.

Tutkimuksessa tarkastellaan vain kolmen toimenpiteen toteutuskustannuksia, vaikka edellä käytiin läpi useampia alueella toteutettuja toimenpiteitä. Tarkasteltavat toimenpiteet ovat suojakaistojen ja kosteikkojen perustaminen Pyhäjärven valuma-alueelle sekä hoitokalastus järvellä. Hoitokalastuksen kannattavuutta tarkastellaan ulkoisen kuormituksen vähentämisen kustannusten kautta. Kun fosforin vähennystarve tiedetään, voidaan kustannukset sisäisen kuormituksen rajoittamiseksi määrittää tekemällä oletuksia kalastuksen kustannusten kehittymisestä eri kalastusintensiteeteillä. Poisjätettyjen toimien tehokkuudesta ja niiden toteuttamiskustannuksista ei vielä löydy luotettavaa tietoa, minkä takia ne on jätetty kustannustarkastelun ulkopuolelle (Iho 2004, 50). Vähennetyt lannoituksen jättäminen tarkasteltavien toimenpiteiden ulkopuolelle johtuu siitä saatavien ympäristöhyötyjen todentuvuudesta vasta pidemmän aikavälin tarkasteluissa.

Luku 4.2 on rakennettu niin, että ensin esitellään ulkoisen fosforikuormituksen kustannustehokkaaseen vähentämiseen kehitetyn mallin idea. Tämän jälkeen määritellään perusteet kustannusten muodostumiselle ulkoisen kuormituksen vähentämisessä. Lopuksi luvussa 4.3 lasketaan kustannusarviot direktiivin toteutukselle vaihtelemalla kasviplanktonin tavoitetasoa ja kalastuksen voimakkuutta.

### **Malli Yläneenjoen alueen ulkoisen fosforikuormituksen kustannustehokkaaseen vähentämiseen**

Yläneenjoen fosforikuormituksen kustannustehokas puhdistusratkaisu on esitetty Ihon (2004) Pro Gradu –tutkielmassa. Ratkaisun löytämiseksi Iho on kehittänyt yleisen mallin, jonka perusteella voidaan tarkastella kustannusten minimointia usean alueen ja

vesiensuojelutoimenpiteen kuormitusmallissa. Vesiensuojelutoimenpiteinä tarkastellaan peltojen suojavyöhykkeitä, vesiensuojelukosteikkoja ja vähennettyä lannoitusta. Tämän perusteella on rakennettu Yläneenjoelle kalibroitu numeerinen sovellus yleisestä mallista. Seuraavaksi käyn tarkemmin läpi yleistä mallia ja sen sovellusta, koska tässä työssä tehtävä kustannustarkastelu direktiivin vaikutuksista maatalouden ravinnekuormituksen vähentämisen osalta perustuu hieman yksinkertaistettuna Yläneenjoelle rakennettuun malliin.

Yleisessä, vesiensuojelun yhteiskunnallisia kustannuksia minimoivassa mallissa määritetään vesiensuojelutoimenpiteille kustannusfunktiot, jotka ovat suojavyöhykkeille ( $C_S$ ) ja kosteikoille ( $C_K$ ) pinta-alan suhteen nousevia. Lähtötilan lannoitteen käytön tasolla lannoitteen käytön vähentäminen tuottaisi pienemmän sadon myötä tulonmenetyksen, joka on lannoitteen käytön vähentämisestä syntyviä säästöjä suurempi. Näin ollen lannoitteen käytön kustannusfunktio ( $C_P$ ) on laskeva.

$$C_S > 0; C_K > 0; C_P < 0.$$

Alueen fosforihuuhtouma on suojavyöhykkeiden ja kosteikkojen perustamisen myötä vähenevä. Lannoitteen käytön lisäämisen oletetaan lisäävän huuhtoumaa, jolloin sen huuhtoumafunktio on kasvava. Kun  $z$  kuvaa huuhtoumaa, toteuttavat toimenpiteiden huuhtoumafunktiot ehdot:

$$z_S < 0; z_K < 0; z_P > 0.$$

Alkuperäisessä mallissa tarkemmin selvitettyjen tuotanto- ja kustannusfunktioiden sekä fosforikuormituksen tavoitetason  $z^*$  avulla muodostetaan optimointiteorian mukainen Lagrangen yhtälö. Yhtälön avulla voidaan ratkaista kustannusten minimointiongelma kun rajoitteena on tavoiteltu fosforikuormituksen taso.

$$\min L = \sum_{j=1}^n [C^{js} + C^{jk} + C^{jp}] + \lambda \left[ z^* - \sum_{j=1}^n z^j \right].$$

Kun yhtälö derivoidaan muuttujien ja Lagrange kertoimen suhteen, saadaan optimin ehdoiksi:

$$\lambda = \frac{\partial C^{js} / \partial s}{\partial z / \partial s},$$

$$\lambda = \frac{\partial C^{jk} / \partial k}{\partial z / \partial k},$$

$$\lambda = \frac{\partial C^{jp} / \partial p}{\partial z / \partial p}.$$

$\lambda$  on päästörajoituksen varjohinta. Optimissa kaikki kolme toimenpidettä tulee valita niin, että niiden rajakustannukset yhtäläistyvät. Tällöin saavutetaan kustannusten minimointitavoite. (Iho 2004.)

Yläneenjoelle kalibroitu sovellus tuottaa optimiratkaisun ehdot täyttävän ratkaisun osavaluma-alueille, vaikka mallin tekninen toteutus eroaakin Lagrange-menetelmän mukaisesta optimoinnista. Mallissa on pyritty kuvaamaan menetetyyn peltoalan vaihtoehtoiskustannusta, vähennetyn lannoituksen mukaista sadonmenetystä, suojelutoimenpiteiden toteuttamiskustannuksia ja mahdollisuuksia ja toimenpiteiden tehokkuutta huomioiden fosforin kulkeutumisen ominaispiirteet. Tämä on toteutettu saatavilla olevan aineiston puitteissa, ja tuotettu tietojen perusteella numeerinen ratkaisu annettuun kustannusten minimointi ongelmaan Matlab-ohjelmiston avulla. (Iho 2004.)

### **Ulkoisen kuormituksen vähentämisen kustannukset**

Suojakaistojen ja kosteikkojen kustannustarkastelussa huomioidaan menetetyyn maataloustuotannon arvo sekä toimenpiteistä aiheutuvat perustamis- ja ylläpitokustannukset. Vaihtoehtoiskustannus suojakaistojen ja kosteikkojen tapauksessa määräytyy niiden pinta-alan ja siltä menetetyyn maataloustuotannon arvon perusteella. Kustannuslaskennassa tulee näin ollen määrittää menetetty viljely pinta-ala sekä siltä menetetty tuotto. Viljelijöille maksettavia tukia ei huomioida kustannuslaskennassa. Tuet ovat tulonsiirtoja yhteiskunnan eri tahojen välillä ja niiden sisällyttäminen vaihtoehtoiskustannuksiin vääristäisi tuloksia.



Menetetty viljelypinta-ala määräytyy asetetun fosforin vähennystavoitteen mukaan. Kun fosforin vähennystavoite tunnetaan, voidaan ulkoiselle kuormitukselle asettaa vähennystavoite erilaisilla sisäisen kuormituksen vähentämisen tasoilla. Ulkoisen kuormituksen kustannustarkastelun avulla pyritään tämän jälkeen määrittämään, mikä olisi kustannustehokkain suojakaistojen ja kosteikkojen perustamisen välillä.

Menetetyn viljelyalan vaihtoehtoiskustannus lasketaan kertomalla menetetty viljelypinta-ala sillä aiemmin viljellyn kasvilajikkeen tuotolla. Tätä varten tulee selvittää alueen lajikejakauma, jonka prosentuaalisen jakauman perusteella vaihtoehtoiskustannus lasketaan menetetylle viljelyalalle. Tuotto määritetään viljellyn kasvilajikkeen ja sen hinnan ja arvioidun sadon perusteella.

Yläneenjoen alueella peltojen käyttö on jakaantunut vuosina 2000-2002 keskimäärin seuraavasti: kevätiljojen osuus peltoalasta on ollut 67,8 %, syysviljojen 7,3 %, rypsin 5,1 %, nurmien 8,3 % ja kesantojen 7,6 %. Muita kasveja on viljelty noin 3,9 prosentilla peltoalasta. (Pyykkönen ym. 2004, 25-26.) Luvut vastaavat suurin piirtein Ihon (2004) tutkimuksessaan käyttämää skaalattua lajikejakaumaa. Alueella viljellään 20 kasvilajiketta, joista tarkasteluun on valittu ohra, kaura, vehnä ja ruis sekä rypsi ja nurmi.

Tässä tutkimuksessa kasvilajikkeiden jakauma on typistetty kolmeen lajikkeeseen kustannustarkastelun yksinkertaistamiseksi. Viljat on laskelmissa yhdistetty, niiden eroavat viljelypinta-alat, tuotot ja viljelykustannukset huomioiden, yhdeksi lajikkeeksi. Ohralla käsitetään mallas- ja rehuohra, vehnään sisältyy kevät- ja syysvehnä ja nurmiin kuuluvat säiliörehunurmi, kuivaheinänurmi ja monivuotiset laidunnurmet. Rypsin osuuteen kuuluu myös alueella viljelty öljypellava. Lajikkeiden viljelypinta-alat on määritetty Ihon (2004) skaalatun kasvilajikejakauman mukaisesti niin, että lajikkeiden viljelypinta-alat saataisiin vastaamaan koko alueen pelto-pinta-alaa. Laskelmissa käytetyt viljelypinta-alat ovat: vilja 83,4 %, nurmi 11 % ja rypsi 5,6 % peltopinta-alasta.

Viljojen hinnat perustuvat Hintapuntarin (2004) satovuoden 2003/2004 keskimääräisiin hintoihin. Rehu- ja mallasohran tuottajahinnat eroavat toisistaan huomattavasti (rehuohra 108,64 €/t ja mallasohra 133,75 €/t). Niitä kuitenkin tarkastellaan laskelmissa

yhtenä lajikkeena, joten ohralle määritetään mallas- ja rehuohran viljelyyn käytettyyn pinta-alaan suhteutettu yhteinen hinta.

Rypsin hinta seuraa maailmanmarkkinahintaa ja viljelijälle maksettava perushinta määräytyy rypsin siemenen futuurinoteerausten mukaan Pariisin pörssissä. Siemenen lopullinen hinta sijoittuu sen laatuominaisuuksien – kosteuden sekä öljy-, rikka- ja lehtivihreäpitoisuuden – mukaan perushinnan ylä- tai alapuolelle. Satovuoden 2003/2004 toteutunut keskimääräinen rypsin hinta oli näin 264 €/t. (Öljykasvinviljelijän opas 2004.) Säiliörehunurmen hinta on arvioitu markkinahinta, jossa esikuivatun säiliörehun hinnaksi saadaan 32,4 €/t. (Enroth 2004.)

Lajikkeiden hehtaarikohtaiset tuotot on saatu Mallilaskelmia maataloudesta 2004 oppaasta. Tuotoista on vähennetty tuet ja kolmesta vaihtoehtoisesta laskelmamallista on kunkin lajikkeen kohdalla valittu se, joka on mahdollisimman lähellä Pyykkösen ym. (2004) keskiarvoa toteutuneista satotiedoista vuosina 2000-2002 Yläneenjoen alueella. Tuotoista on vähennetty muuttuvat kustannukset, jotka on edelleen saatu Mallilaskelmia maataloudesta 2004 oppaasta ja saatu näin katetuotto kullekin lajikkeelle.

#### *Suojakaistojen kustannusten laskenta*

Suurin suojakaistojen perustamisesta aiheutuvista kustannuksista on edellä kuvattu vaihtoehtoiskustannus menetetyistä maataloustuotannosta. Sen lisäksi kustannuksia aiheutuu suojakaistan perustamisesta ja sen hoidosta. Nämä kustannukset ovat Maatalouden taloudellisen tutkimuslaitoksen julkaiseman Maatalouden ympäristöohjelma 1995-1999:n taloudellisen analyysin (1999, 92-93) mukaan yhteensä 147-164 €/ha. Perustamiskustannuksiin on laskettu suojakaistan perustamiseen uppoavat kustannukset traktori- ja ihmistyöstä sekä timotein viljelyn siemenkustannukset suojakaistalle. Näin perustamiskustannuksiin kuluu 130 €/ha. Suojakaistan hoitokustannukset koostuvat sille viljellyn kasvuston pois keräämisestä, joiden arvioitiin nousevan 17-34 euroon hehtaarilla.

Iho (2004) olettaa tutkimuksessaan suojakaistan iäksi 15 vuotta. Tämän perusteella suojakaistan perustamiskustannukseksi voidaan laskea 8,7 € vuodessa, jolloin perustamis- ja hoitokustannukset ovat vuosittain 25,7-42,7 €/ha. Tässä työssä valitaan

käytettäväksi korkeampaa 42,7 euron vuotuista kokonaiskustannusta kustannuslaskennassa.

#### *Kosteikkojen parantamiskustannus*

Myös kosteikkojen perustaminen vähentää viljelypinta-alan määrää, joten niiden kustannuslaskennassa pätee vaihtoehtoiskustannusten huomioiminen samalla tavalla kuin suojakaistojen kohdalla. Puustisen ym. (2001) mukaan kosteikon rakentamiskustannukset ovat 13 mk/m<sup>2</sup>, joka euroiksi ja hehtaareiksi muunnettuna on 21 864 €/ha. Kosteikon eliniästä tai sen hoitokustannuksista ei kyseisessä tutkimuksessa ole mainintaa. Näin ollen seuraamme Ihon (2004) tutkimusta, ja oletamme kosteikon eliniäksi 15 vuotta, jolloin perustamiskustannukseksi voidaan laskea vuosittain 1458 euroa hehtaarilta. Kosteikkojen hoitokustannukset muodostuvat kasvillisuuden niittämisestä kosteikoista ja kertyneen lietteen poistamisesta tulo-ojien sululta ja mahdollisesti kosteikon syvimmistä kohdista. Hoitotoimenpiteiden vuotuisiksi kustannuksiksi on arvioitu 59 €/ha. (Iho 2004, 58.) Vuosittaiset kokonaiskustannukset kosteikon perustamisesta ja hoidosta ovat näin 1517 euroa hehtaarilta.

### **4.3 Kustannusarvio direktiivin toteuttamiselle**

Kustannustarkastelua varten valittiin yhdeksän vaihtoehtoista ulkoisen kuormituksen vähennystavoitetta vaihtelemalla Pyhäjärven kokonaisfosforimäärän tavoitteita ja kalastuksen tasoa. Kokonaisfosforin määrän vähentämisen tavoitteita vaihdeltiin antamalla kolme vaihtoehtoista lähtötasoa kasviplanktonin määrälle. Kasviplanktonin kokonaisbiomassan määrä vaihtelee vuosittain. Tämän vaihtelun havainnollistamiseksi ja huomioimiseksi tässä työssä haarukoidaan kasviplanktonin vähennystarvetta eri lähtötasoille. Tiukin vähennystavoite lasketaan vuosien 1990-1999 leväkukintojen kokonaisbiomassan keskiarvosta joka oli 1,5 mg/l<sup>4</sup>. Kaksi muuta lähtötasoa määritettiin asiantuntija-arvion<sup>5</sup> perusteella juuri mainitusta keskiarvosta. Ne olettavat nykyisen kasviplanktonin määrän alhaisemmaksi, jolloin vähennystavoitteet hyvän ekologisen tilan saavuttamiseksi laskevat. Käytetyt lähtötasot ovat 1,2 mg/l ja 0,9 mg/l. Fosforikuormituksen vähentämiselle vaihtelu oletuksissa nykyisestä kasviplanktonin

---

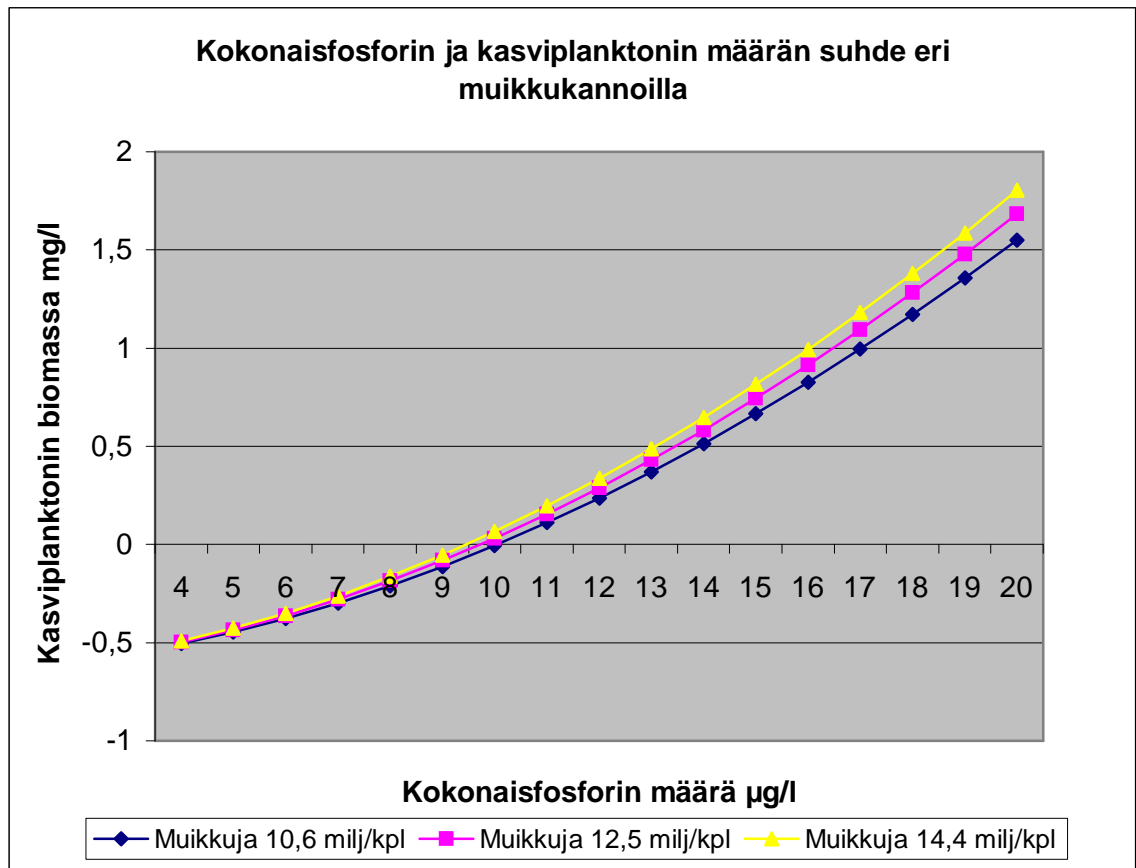
<sup>4</sup> SYKE:n mittaukset

<sup>5</sup> Kirjallinen tiedonanto Seppo Rekolainen 4.3.05

määrästä tuottaa 7,5, 16,3 ja 23 prosentin vähennystavoitteet veden kokonaisfosforipitoisuudelle.

Muikkukannan kokoa vaihdeltiin määrittämällä vuosien 1980-1992 keskiarvokannalle sen 15 prosentilla ylittävä sekä alittava kannan koko. Tällä pyritään havainnollistamaan tehokalastuksen vaikutusta ulkoisen kuormituksen vähentämistavoitteelle. Näin saadaan kolme vaihtoehtoista tasoa myös kalastusintensiteetille ja sen mukaiselle kasviplanktonin tasolle. Vuosien 2000-2003 tehokalastus Pyhäjärvellä nosti roskakalan saaliit yli kaksinkertaisiksi 90-luvun puhdistuskalastukseen verrattuna. Tässä työssä on kuitenkin päätetty kustannusvertailussa laskea tehokalastuksen kasvua kuvaavaa muikkukannan kokoa vain 15 %, koska on oletettavaa, että muikkujen pyytäminen on ollut kannan kokoon nähden korkealla tasolla jo pitkän aikaa. Muikkukannan keskiarvon nostaminen kustannusvertailussa 15 prosentilla taas kuvastaa painetta ulkoisen kuormituksen entistä tiukempaan kontrollointiin, kun kalastuksen sisäistä kuormitusta kontrolloiva vaikutus pienentyy.

Kuviossa 4.1 sivulla 49 näkyy kasviplanktonin kokonaisbiomassan suhde kokonaisfosforin määrään muikun keskiarvokannalla 12,5 miljoonaa kappaletta, sekä sama suhde kun muikkukantaa on nostettu ja laskettu 15 prosentilla. Muikkukannan koko kasvaa 14,4 miljoonaan kappaleeseen kun sitä nostetaan 15 %. Aiemmin määritetyt tavoitteet kasviplanktonin kokonaisbiomassalle ja niiden edellyttämät vähennystavoitteet ulkoiselle fosforikuormitukselle ilmenevät taulukosta 4.1. Alemman kasviplanktonin määrän olettavat tasot 1,2 mg/l ja 0,9 mg/l saavutetaan nyt 16,4 ja 7,7 prosentin vähennystavoitteilla ja 1,5 mg/l keskiarvotaso edellyttää 25,1 prosentin vähennystä. Kun muikkukannan kokoa lasketaan 15 % 10,6 miljoonaan kappaleeseen, laskevat luonnollisesti myös tavoitteet veden fosforipitoisuuden vähentämiseksi. Hyvän ekologisen tilan tuottava vähennys kasviplanktonin keskiarvotasosta edellyttää 19,9 prosentin vähennystä fosforin määrässä. Alemmat lähtötasot edellyttävät pienempiä vähennyksiä kasviplanktonin biomassassa. Näillä lähtötasoilla tavoiteltu taso saavutetaan 15,9 ja 6,7 prosentin vähennyksillä veden fosforipitoisuudessa. (Taulukko 4.1, 50.)



Kuvio 4.1. Kokonaisfosforin ja kasviplanktonin määrän suhde Pyhäjärvellä erikokoisilla muikkukannoilla.

Mallissa ulkoisen fosforikuormituksen vähentämisestä voidaan tarkastella vain jokien kautta järveen kulkeutuvan fosforin vähentämistä. Pyhäjärveen laskevat joet vastaavat 63 prosentista järven fosforikuormituksesta. Näin ollen tavoitteet järven kokonaisfosforipitoisuuden alentamisesta on skaalattava niin, että joista tuleva fosforikuormitus alenee niin paljon, että Pyhäjärven vedelle asetettu fosforipitoisuus laskee tavoitellulle tasolle (Taulukko 4.1, 50). Tällä tavalla laskettava kustannusarvio kattaa koko valuma-alueen kustannukset kuormitusvähennyksistä.

Kasviplanktonin kok.biomassa	Muikkukannan koko 10,6 milj./kpl		Muikkukannan koko 12,5 milj./kpl		Muikkukannan koko 14,4 milj./kpl	
	väh. tavoite	skaalattu	väh. tavoite	skaalattu	väh. tavoite	skaalattu
1,5 mg/l	19,9 %	<b>31,6 %</b>	23 %	<b>36,5 %</b>	25,1 %	<b>39,8 %</b>
1,2 mg/l	15,9 %	<b>25,2 %</b>	16,3 %	<b>25,9 %</b>	16,4 %	<b>26 %</b>
0,9 mg/l	6,7 %	<b>10,6 %</b>	7,5 %	<b>11,9 %</b>	7,7 %	<b>12,2 %</b>

Taulukko 4.1. Ulkoisen kuormituksen vähennystavoitteet sekä skaalatut vähennystavoitteet jokien fosforikuormitukselle eri vahvuisilla muikkukannoilla ja vaihtoehtoisilla veden laadun tavoitteilla.

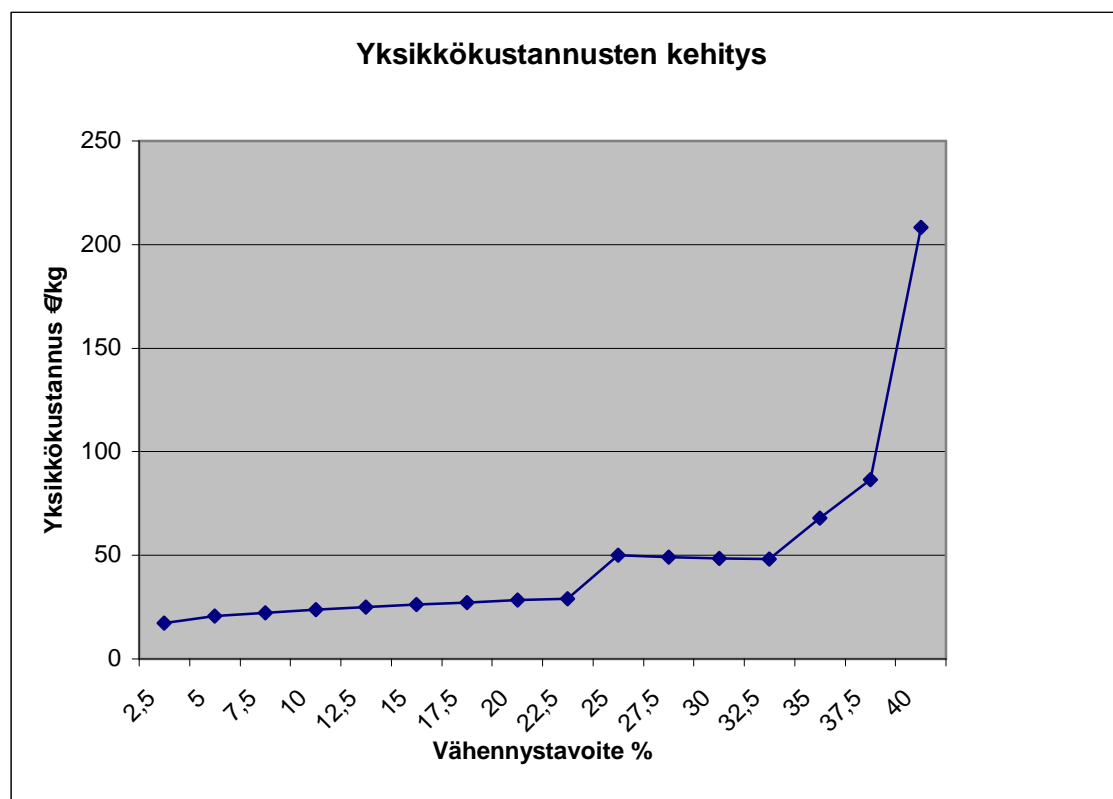
Tässä työssä sovelletaan Ihon (2004) mallia ulkoisen fosforikuormituksen vähentämisen kustannustarkastelussa. Mallia on muokattu niin, että se tuottaa kustannustehokkaan ratkaisun koko Yläneenjoen valuma-alueelle. Taulukosta 4.2 käy ilmi fosforikuormituksen vähentämisen kustannustehokkaat ratkaisut annetuilla vähennystavoitteilla. Taulukossa on eritelty kosteikkojen ja suojakaistojen pinta-ala, kalastuksen taso, fosforikuorman väheneminen sekä raja- ja kokonaispuhdistuskustannus kuormituksen vähentämiseksi yhdeksällä vaihtoehtoisella vähennystavoitteella.

Vähennys- tavoite	Suojavyöhykkeen pinta-ala ha	Kosteikkojen pinta-ala ha	Kuormitus- vähennys kg	Kokonais- kust. €	Yksikkö-kust. €/kg
10,6 %	231,4	0	1034	24 963	24,2
11,9 %	273,5	0	1182	29 502	25
12,2 %	273,5	0	1182	29 502	25
25,2 %	378,7	50	2398	120 395	50,2
25,9 %	399,7	50	2457	122 665	49,9
26 %	399,7	50	2457	122 665	49,9
31,6 %	610,1	50	3005	145 358	48,4
36,5 %	589,1	150	3447	302 183	87,7
39,8 %	631,2	450	3767	784 002	208,1

Taulukko 4.2. Fosforikuormituksen vähentämisen keinot, määrät ja kustannukset eri vähennystavoitteilla.

Kuviosta 4.2 sivulla 51 ilmenee, että fosforikuormituksen vähentämisen yksikkökustannukset kasvavat tasaisesti vähennystavoitteen kiristyessä 22,5 prosenttiin

asti. Kosteikkojen perustaminen on kannattavaa vasta vähennystavoitteen noustessa 25 prosenttiin. Yksikkökustannukset kasvavat tasaisesti siihen asti, kunnes vähennystavoite kasvaa niin suureksi, että kosteikkojen perustaminen tulee kannattavaksi. Tämän jälkeen yksikkökustannukset pysyvät samalla tasolla, aluksi jopa hieman laskien (vähennystavoite 25-32,5 %) kosteikkoalan pysytellessä samana, mutta kääntyvät taas nousuun, kun kosteikkojen ala kasvaa. Taulukosta 4.2 selviää, että vähennystavoitteen noustessa 39,8 prosenttiin ovat yksikkökustannukset kuormituksen vähentämisestä kääntyneet selvään nousuun. Tämä on selvästi raja, jossa tulee miettiä onko kuormituksen vähentäminen enää taloudellisesti kannattavaa.



Kuvio 4.2. Fosforikuormituksen vähentämisen yksikkökustannusten kehitys.

Lasketut kustannukset fosforin ulkoisen kuormituksen vähentämisestä kattavat vasta Yläneenjoen alueen. Jotta koko Pyhäjärven valuma-alueen kustannusrasitusta fosforin vähentämisestä voitaisiin tarkastella, tulee saadut tulokset skaalata kattamaan kaikista joista saapuva kuormitus. Yläneenjoki vastaa 53 prosentista Pyhäjärveen tulevasta fosforikuormasta, kun jokien yhteisosuus kuormituksesta on 63 %. Näin ollen Ihon (2004) mallista lasketut kustannusarviot eri vähennystavoitteille tulee jakaa luvulla

0,841, jotta kustannukset saadaan kattamaan koko valuma-alueen ulkoisen kuormituksen vähentämisen kustannukset.

Kustannustarkastelussa direktiivin toteuttaminen asetetulla 23 % kokonaisfosforin vähennystavoitteella, mikä vastaa 36,5 prosentin vähennystä ulkoisessa kuormituksessa, tulisi maksamaan 359 200 €. Tavoitteen noustessa 25 prosenttiin kalastuksen tason laskiessa kustannukset kaksinkertaistuvat (Taulukko 4.2, 51). Näin ollen voidaan todeta hoitokalastuksen olevan tällä hetkellä tasolla, joka merkittävästi vähentää ulkoisen kuormituksen vähentämisen kustannuskehitystä. Hoitokalastuksen intensiteetin nosto 15 % tämän hetkisestä tasosta taas vähentäisi ulkoisen kuormituksen vähentämisen kustannukset puoleen. Laskettu 15 prosentin tehokkuuden kasvu kalastuksessa laskee ulkoisen kuormituksen vähentämisen kustannukset 172 800 euroon. Jos kuvattu intensiteetin nosto voidaan toteuttaa halvemmalla, kuin sen tuoma säästö ulkoisen kuormituksen kontrolloinnin vähentämisestä (190 000 €), saadaan siitä yhteiskunnallista hyötyä.



## 5 Toimeenpanon sosiaaliset vaikutukset

Puitedirektiivin artiklassa 14 määrätään kansalaisille tiedottamisen ja kuulemisen huolehtimisesta. Käytännössä tämä pyritään toteuttamaan mahdollistamalla kaikkien asianomaisten osallistuminen hoitosuunnitelmien laatimisen kaikkiin vaiheisiin. Direktiivin tavoitteet vesistöjen tilalle ovat korkeat ja niiden saavuttaminen edellyttää monitahoista yhteistyötä erilaisissa toimenpiteissä. Vesistöjen ekologisen tilan kartoittamisessa tämä tarkoittaa mm. paikallisen informaation keräämistä ja hyödyntämistä. Tämän myötä myös paikalliset huolenaiheet vesistöjen tilasta tulevat kartoitetuiksi, sekä myös huomioiduiksi toimenpiteitä suunniteltaessa. (Mostert 2003, 526.) Julkisen vallan vastuu vesistöjen tilasta on rajallinen, kuten ovat myös valtion varat niiden kunnostamiseksi. Tämän takia vesistöjen tilan parantaminen riippuu hyvin paljon ihmisten aktiivisuudesta ja osallistumishalusta niiden kunnostamiseksi. Useimmiten kunnostuksen rahoittajina toimivatkin kunnat, paikalliset asukkaat, yritykset ja yhdistykset. (Rotko & Lyytimäki 2004, 7.)

Riittäväällä osallistumisella pyritään siis varmistamaan, että kaikki tarvittava tieto ja kokemus paikallisista oloista päätöksien tekovaiheessa ovat käytettävissä, ja suunnitelmien laatu paranee. Näin direktiivin tehokas toimeenpano ja tavoitteiden saavuttaminen onnistuvat. Vuorovaikutuksen ja kaikkien osapuolten kuulemisen kautta uskotaan myös, että tavoitteet pyritään saavuttamaan kestävämpien ratkaisujen kautta ja että toiminta perustuu myös tulevaisuudessa laajempaan yhteistyöhön. Muita vuorovaikutuksesta mahdollisesti syntyviä hyötyjä ovat: yleisen ympäristötietoisuuden lisääntyminen, suunnitelmien laajempi hyväksyntä, prosessin läpinäkyvyys sekä väärinymmärrysten ja aikataulujen venymisten väheneminen. (Public Participation in... 2003, 14, 26.)

Osallistumisen onnistuneessa toteutuksessa sen ajoitus ja laajuus ovat merkittäviä tekijöitä. Paras mahdollinen lopputulos saadaan, kun ihmisille annetaan mahdollisuus vaikuttaa jo suunnitteluvaiheessa. On myös huomioitava suunnitelmien mittakaava ja se, että paikallisella tasolla asioihin voidaan paneutua yksityiskohtaisemmin kuin kansallisella tasolla. Osallistujille tulee myös selvittää heidän rooli ja vaikutusmahdollisuudet suunnittelussa. (Heinonen, Pietiläinen, Airaksinen, Haapala,

Hammar, Holopainen, Hämäläinen, Issakainen, Kanninen, Karttunen, Leka, Lepistö, Luotonen, Manninen, Mononen, Mäkinen, Niinioja, Pilke, Rissanen, Sandman, Servomaa, Sojakka, Tolonen, Ustinov, Vallinkoski, Valta-Hukkonen & Vuoristo 2004, 24.)

Osallistuminen voidaan jakaa vesiputedirektiivin tapauksessa kolmeen eri merkitykseen. Ensinnäkin osallistumisella tarkoitetaan viestintää, jolla varmistetaan että kaikilla on mahdollisuus saada tietoa ja tausta-asiakirjoja siitä millä perusteella hoitosuunnitelmat laaditaan. Toiseksi tulee kehittää neuvottelukanaa viranomaisten ja yleisön välille, joissa kerätään paikallista tietoa, kokemusta sekä ideoita. Tällöin puhutaan kaksisuuntaisesta viestinnästä, jonka tavoitteena on vuorovaikutus eri tahojen kesken (Rotko & Laitinen 2004, 8). Neuvottelutilanteessa tulisi viranomaisilla olla jo valmiina alustavia suunnitelmia, joita voitaisiin paikallisella tasolla kommentoida ja tehdä parannusehdotuksia. Kolmanneksi osallistumisella tarkoitetaan mahdollisuutta osallistua suunnitelmien kehittämiseen ja konkreettiseen toimeenpanoon. (Public Participation in... 2003.) Rotkon ja Lyytimäen (2004) mukaan viestinnällä ja vuorovaikutuksella on huomattava vaikutus osallistujien innostamisessa, uusien osallistujien mukaan saamisessa ja motivaation ylläpitämisessä. Tämän takia myös sen suunnitteluun tulisi panostaa. Suunnitelmallinen viestintä auttaa myös, jos osallistujilla on eroavia näkemyksiä ongelmista ja siitä miten ne tulisi ratkaista.

Osallistumismahdollisuus tulee taata asianosaisille, eli kaikille henkilöille, ryhmille ja organisaatioille joiden toimiin tai joiden toimilla voi olla vaikutusta vesistön tilaan. Lisäksi vaikuttamiseen tarvittavaa tietoa tulee olla saatavilla riittävästi, jotta kaikki osallistujaryhmät tulevat katetuiksi. Saatavilla olevan tiedon tulee myös kattaa kommentoitavat toimenpiteet monipuolisesti ja sitä on välitettävä tarpeeksi monen kanavan kautta. Toisaalta yleisön tiedottamisessa ja kuulemisessa on tehtävä rajoituksia alueen kokoon ja asioiden tärkeyteen nähden, jotta kustannukset osallistumisesta säilyvät kohtuullisina. (Public Participation in... 2003, 15-18, 26, 43.)

Aikataulullisesti osallistuminen voidaan jakaa Suomessa kolmeen vaiheeseen, jotka noudattavat direktiivin säännöksiä. Toimenpiteet tiedottamisesta ja kuulemisesta tulee aloittaa viimeistään vuoden 2006 loppuun mennessä, jolloin hoitosuunnitelmien teon aikataulu ja sitä koskeva työohjelma tulee asettaa nähtäville. Tämän jälkeen vuoden 2007

aikana tulee asettaa näytile yhteenveto vesienhoitoa koskevista keskeisistä kysymyksistä. Lopuksi ehdotus vesienhoitosuunnitelmaksi tulee olla saatavilla viimeistään joulukuussa 2008. Kaikkien asiakirjojen on oltava esillä puoli vuotta, jolloin halukkailla on mahdollisuus kommentoida niitä. (Osallistuminen vesienhoidon suunnitteluun 2004, Vepo 2004, 21.) Aikataulun mukaiset toimenpiteet edellyttävät osallistumista eriävissä määrin eri toimeenpanovaiheissa. Osallistumisen onnistunut toteutus edellyttäisi kuitenkin tiedottamisen ja neuvottelujen aloittamista mahdollisimman aikaisin, jotta suurin hyöty paikallisesta tiedosta saataisiin mahdollisimman tehokkaasti käyttöön. (Public Participation in... 2003, 17-19.)

Osallistumisen järjestämisestä ja sen vaikutuksista direktiivin toimeenpanoon tulee raportoida hoitosuunnitelmassa. Onnistunut osallistuminen edellyttää myös tehtyjen toimenpiteiden analysoimista, jonka myötä osallistumista voidaan tulevaisuudessa kehittää. Evaluoinnissa tulisi käyttää monipuolisesti eri tahoja, jotta toteuttaminen tulisi arvioitua useammasta näkökulmasta ja toteutetun osallistumisen heikot kohdat tulisivat kartoitetuiksi. (Public Participation in... 2003, 47.) Arvioinnin kautta politiikan ja sen prosessien läpinäkyvyys kasvaa ja harjoitettu politiikka ja tehdyt toimenpiteet voidaan perustella. Oleellista on myös, että evaluoinnin myötä poliittisen päätöksenteon ja päätösten käytäntöön viennistä tulee rationaalisempaa ja ne perustuvat kustannusten ja hyötyjen vertailuun. (Kuitunen ja Hyytinen 2004, 14.)

## **5.1 Kyläsuunnittelu Pyhäjärven vesiensuojelussa**

Pyhäjärven suojelutyössä on alusta alkaen painotettu yleisen tietoisuuden merkitystä vesien suojelun kannalta. Alueen maatalousvaltaisuus sekä haja- ja loma-asutus aiheuttavat hajakuormitusta, jonka tehokas kontrollointi edellyttää suojelutoimenpiteitä kuormituksen alkulähteillä. Vesiensuojelun edistämiseksi on järjestetty 1990-luvun alusta lähtien useita yleisötilaisuuksia ja kokouksia, joissa on pyritty levittämään tietoa Pyhäjärven suojelua edistävästä toimenpiteistä. Myös paikalliset lehdet ja radiokanavat ovat omalta osaltaan edistäneet suojeluprojektin toteutumista, kuin myös retket, joilla on pyritty konkretisoimaan suojelun tarvetta. (Mattila 2001.)

Pyhäjärven suojeluprojektin myötä alkaneen kyläsuunnittelun tavoitteena oli vähentää Pyhäjärven tulevaa ravinnekuormitusta ja kehittää vesiensuojelua. Kyläsuunnittelu on osallistavaa suunnittelua, jolla pyritään lisäämään alueen asukkaiden osallistumismahdollisuuksia (Rotko & Laitinen 2004, 29). Pyhäjärven lähistöllä tavoitteena oli saada asukkaat vaikuttamaan alueensa kehitystyöhön ja sen suunnitteluun, ja tätä kautta myös sitoutumaan tehtyihin suunnitelmiin. Tuloksena oli seitsemän kyläsuunnitelmaa neljän kunnan alueella, joiden vaikutusalue kattaa 70 % Pyhäjärven valuma-alueesta. (Savola 2000, 5-6.)

Kyläsuunnitelmien tekeminen alkoi Life-projektin edustajan yhteydenotolla kyläyhdistyksiin, jonka jälkeen järjestettiin tiedotustilaisuuksia tulevasta kyläsuunnittelusta. Tämän myötä kyläyhdistyksissä päätettiin suunnitelmien tekemisestä, mistä tiedotettiin kattavasti muun muassa paikallislehdissä. Kyläsuunnitelmien ideointi alkoi tämän jälkeen työryhmissä, joihin pääsy oli avointa kaikille halukkaille. (Savola 2000, 7.)

Asianosaisia ovat Pyhäjärven alueella asukkaat, yhdistykset, kunnat ja elinkeinoelämä. Elinkeinoelämällä käsitetään alueen yritykset, maanviljelijät sekä kalastajat. Tässä tapauksessa kaikki edellä mainitut ryhmät ovat olleet aktiivisia jo pidemmän aikaa. Pyhäjärven suojelurahaston perustajia ovatkin alueen kunnat, yritykset sekä Pyhäjärven suojeluyhdistys. Kyläsuunnittelun myötä on pyritty saamaan myös vähemmän aktiiviset kansalaiset mukaan vesiensuojeluun. Suunnitelmissa ei ole mainintaa siitä, miten kesäasukkaat on huomioitu tiedottamisessa ja osallistumismahdollisuuksissa. Savolan (2000) mukaan esimerkiksi Euran Mannilan kylässä puolet asukkaista ovat mökkiläisiä. Toisaalta kyläsuunnitelmien laatiminen on ollut useamman vuoden projekti, joten voisi olettaa että näin myös osa-aikaisilla asukkailla on ollut mahdollisuus halutessaan osallistua toimintaan.

Pelkällä suunnitelmien teolla ei kuitenkaan saada mitään aikaan jos ei niitä toteuteta. Tämä olikin yksi syytä minkä takia asukkaat haluttiin saada mukaan suunnittelutyöhön: sitoutuminen suunnitelmiin, joita asukkaat ovat itse ideoineet, on parempaa kuin valmiiksi annettuihin suunnitelmiin. Toteutettujen kyläsuunnitelmien kokemusten mukaan kirjoitettu suunnitelma paperilla konkretisoi tarpeet ja saa aikaan toimintaa.

Lisäksi näin asukkaiden toiveet tulevat myös viranomaisten tietoon ja niiden toteuttamisen mahdollisuudet kasvavat. (Savola 2000.)

## 5.2 Osallistumisen toteutuminen

Edellä kuvatut toimet täyttävät selvästi yhteisen toimeenpanostrategian myötä direktiivin soveltamiseen tehdyssä ohjekirjassa (Public Participation in... 2003) annetut merkitykset osallistumiselle. Suunnittelun alkamisesta on tiedotettu laajasti ja kaikki halukkaat ovat voineet osallistua neuvotteluihin ja tuoda tietonsa ja ajatuksensa julki. Lisäksi asukkailla on ollut mahdollisuus osallistua, ja heidän on myös haluttu osallistuvan, suunnitelmien kehittämiseen ja toimeenpanoon.

Jokaisessa kyläsuunnitelmassa käsiteltiin vesiensuojelua, jonka myötä käytiin läpi jo tehtyjä toimia vesiensuojelun edistämiseksi, niiden toimivuutta ja kartoitettiin tulevia tarpeita. Suunnitelmien myötä on saatu koottua vesiensuojelun ja kylien kannalta tärkeä tietopaketti, joka helpottaa hankkeiden suunnittelua ja rahoituksen saantia. Kyläsuunnittelun myötä on jo toteutettu muutamia hankkeita. Näitä ovat maanviljelijöiden ideoima veden kierrätyshanke, jossa pelloilta valunutta ravinteikasta vettä käytetään peltojen kastelussa sekä jokiluonnon virkistyskäytön edistäminen. (Turkki, Savola & Kirkkala 2001.)

Tehdyille kyläsuunnitelmille on jatkoa vuosina 2002-2004 toimiva ”Rannalla – rantojen kehityshanke”, jossa yhdistyvät rantojen virkistyskäyttö, kylätoiminta ja vesiensuojelu. Hankkeen myötä aiemmin tehtyjä kyläsuunnitelmia on päivitetty sekä joitakin uusia kyläsuunnitelmia on laadittu. Myös Yläneenjokea koskevia vesiensuojelutoimien kehittämistarpeita ja -mahdollisuuksia kartoitettiin asukkaiden toiveet huomioiden. (Rannalla – rantojen kehittämishanke 2004.)

Puitedirektiivin edellytykset osallistumisesta tulevat katetuiksi, jos edellä kuvattu kyläsuunnittelu jatkuu samaan malliin. Näin ollen direktiivin toimeenpano ei tule aiheuttamaan lisätoimenpiteitä yleisön osallistumisen suhteen. Vaatimukset tiedottamisesta, kuulemisesta sekä seurannasta ja analysoinnista ovat ajan tasalla.

## 6 Loppupäätelmät

Tutkielmassa käytiin läpi EU:n vesipuidedirektiivin sisältö ja luotiin tutkimusstrategia sen toimeenpanon toteuttamiselle Säkylän Pyhäjärvellä. Direktiivin tavoitteet supistettiin kolmeen pääkohtaan; ympäristötavoitteet, kustannustehokkuus ja sosiaaliset vaikutukset. Saadut tulokset antavat suuntaa direktiivin toteutettavuudelle valitun tapaustarkastelun kautta.

Vesipuidedirektiivin tarkastelu ja sen toteuttamisen mahdollisuudet saatiin konkretisoitua hyvin valitun esimerkkialueen avulla. Ympäristötavoitteen täsmentyminen oli johdonmukaista rehevöitymisen ja fosforikuormituksen selkeän yhteyden myötä. Kustannustarkastelun tavoitteena oli olla suuntaa antava tutkimus kuormitusvähennysten kustannusten kehityksestä eri vähennystavoitteilla. Tarkastelussa ilmeni hyvin millä ulkoisen kuormituksen vähennystavoitteella direktiivin ympäristötavoitteet vielä voidaan saavuttaa kustannustehokkaasti, sekä sisäisen kuormituksen kontrolloinnin vaikutus kustannusten kehitykseen. Pyhäjärven tärkeys sitä ympäröivälle elinkeinoelämälle ja asustukselle korostuu ihmisten aktiivisuudessa osallistua vesiensuojelun kehittämiseen. Osallistuminen on jo valmiiksi tasolla, joka täyttää direktiivin vaatimukset eikä lisätoimenpiteitä sen suhteen tarvita.

Kustannustarkastelussa huomattiin, että hoitokalastuksen tehon nostaminen laskisi ulkoisen kuormituksen vähentämisen kustannuksia. Tämän tuloksen myötä tulee punnita hoitokalastuksen kustannusten kehitystä jos sitä tehostettaisiin ja verrata näitä kustannuksia vähennyksen myötä toteutuvaan kustannussäästöön ulkoisen kuormituksen vähennystavoitteen laskemisesta. Jos kalastuksen voimakkuutta lasketaan, nousevat kustannukset ulkoisen kuormituksen vähennystavoitteen kasvaessa sen myötä. Näyttäisi, että työssä löydettiin raja, jossa direktiivin edellyttämä kustannustehokkuus ei enää toteudu. Toteutuskustannusten noustessa kohtuuttomiksi, voidaan direktiivin mukaan ympäristötavoitteista ja niiden toteutusaikataulusta tinkiä.

Työn soveltuvuutta direktiivin toimeenpanon kustannuslaskentaan käytännössä voidaan kritisoida. Direktiivin aiheuttamien kustannusten laskenta perustuu vain kahden vesiensuojelutoimenpiteen kustannusten määrittämiseen. Vesiensuojelutoimenpiteiden

kirjo on kuitenkin huomattavasti laajempi, eikä rajoitu vain maatalouden hajapäästöjen hallintaan. Lisäksi tarkastelu on rajoitettu koskemaan vain joista tulevaa kuormitusta, vaikka lähes 40 % Pyhäjärveen laskevasta fosforikuormasta on peräisin muista lähteistä.

Tutkielmassa jouduttiin tekemään aika paljon oletuksia eri muuttujien välisistä suhteista fosforin vähentämistavoitteen ja kustannusten määrittämisen osalta. Nämä oletukset luultavasti heikentävät niiden käytännön arvoa. Tavoitteena oli alun perin saada fosforikuormituksen vähennystavoite mallin kautta, jossa kuormitusvähennyksen tavoite saadaan suoraan vertaamalla nykyistä kasviplanktonin tasoa tavoitetasoon. Kalastuksen vaikutus vähennystavoitteeseen olisi ilmennyt mallissa eläinplanktonin tason kautta kun kalastuksen voimakkuus tunnetaan, ja tuloksena olisi saatu yksiselitteiset fosforin vähennystavoitteet annetuilla kalastuksen tasoilla. Tavoitteet jouduttiin kuitenkin lopulta määrittelemään toista kautta. Tässä yhteydessä tietoja jouduttiin muodostamaan kasviplanktonin ja a-klorofyllin suhteesta sekä muikkukannan koon ja tehokalastuksen yhteydestä. Molempien arvojen johtaminen saattaa vääristää saatuja tuloksia.

Kasviplanktonin käyttökelpoisuus käytettynä mittarina voidaan kyseenalaistaa, koska kasviplanktonin määrän vaihtelu vedessä on hyvin suurta. Näytteet voivat poiketa toisistaan huomattavasti jopa muutamien metrien etäisyyksillä ja eri aikoina. SYKE:n tuottamat keskiarvot, joita tässä työssä käytettiin, perustuvat ympäri vuoden otettuihin mittaustuloksiin, jotka suoritetaan ottamalla yksi näyte keskeltä järveä. Tämä mittaustapa ei anna kovin hyvää tietoa koko järven tilasta, mutta tämä on tapa, jolla direktiivin mukaisesti referenssiarvot mitataan. Myös näytteiden määrät jäävät pieniksi, koska yhden näytteen analysointi kestää mikroskooppilaskennalla päivän ja on näin erittäin kallista. Direktiivi kuitenkin edellyttää kasviplanktonin käyttöä yhtenä määritettävistä laatutekijöistä.

Vesipuidedirektiivin tavoitteet on säädetty ennen kuin on ollut käsitystä siitä mitä ne käytännössä tarkoittavat. Sen toteuttaminen on aiheuttanut jäsenmaissa paljon työtä ja lisännyt byrokratiaa. Direktiivin toimeenpano tulee edelleen aiheuttamaan paljon haasteita ja tutkimustyötä sen tavoitteiden saavuttamiseksi. Olisi haasteellista kehittää tässä työssä esitettyjä ajatuksia pidemmälle tarkemman tutkimustyön puitteissa ja nähdä kuinka hyvin kustannustarkastelu tutkielmassa onnistui.

Suhdetta aikaisempiin tutkimuksiin on vaikea kuvata, sillä työ on sinänsä ainutlaatuinen, ettei yleistä kuvausta vesipuitedirektiivin ympäristötavoitteisiin, niiden toteuttamisen kustannuksiin ja vaatimuksiin osallistumisesta ole aiemmin tässä tarkoituksessa tehty. Myöskään direktiivin vaikutuksista Pyhäjärvellä ei ole vielä tähän mennessä ole ollut julkaistua tietoa saatavilla. Tutkimus direktiivin aiheuttamiin toimenpiteisiin lisääntyy kuitenkin jatkuvasti sen toimeenpanon vaatimusten lähestyessä toteutus aikarajojaan.



## Lähdeluettelo

Alakukku L., Mikkola H. & Teräväinen H. 2004. Suorakylvöopas. Maaseutukeskusten liiton julkaisuja nro 1003. Tieto tuottamaan 107. 91s.

Barnes P. & Barnes I. 1999. Environmental Policy in the European Union. University Press. Cambridge. 329s.

Bazzani G.M., Di Pasquale S., Gallerrani V., Morganti S., Raggi M. & Viaggi D. 2003. The sustainability of irrigated agricultural systems under the Water Framework Directive: first results. Environmental Modelling & Software 20 (2005), 165-175.

Bennion H., Simpson G., Hughes M., Phillips G. & Fozzard I. 2003. The role of paleolimnology in identifying reference conditions and assessing ecological status of lakes. How to assess and monitor ecological quality in freshwaters. TemaNord 2003: 547, 57-63.

Carrying forward the Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive – Progress and Work Programme 2003/2004. 2003.

<http://europa.eu.int/comm/environment/water/water-framework/strategy2.pdf>

Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive. 2001.

<http://europa.eu.int/comm/environment/water/water-framework/strategy.pdf>

De V. Graaf J. 1991. Social Cost. Teoksessa Eatwell J., Milgate M. ja Newman P. (toim.) The new Palgrave. The World of Economics. McMillan Press Limited. London. 765s.

Economics and the Environment – The Implementation Challenge of the water Framework Directive. 2003. Guidance Document No 1. Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive. Office for Official Publications of the European Communities, 2003. 270s.

Enroth A. 2004. Mallilaskelmia maataloudesta 2004. Pro Agria. Maaseutukeskusten liiton julkaisuja nro 1008. Jyväskylä. 45s.

Hakala J., Kauppila T., Salonen V-P. & Lepistö L. 2003. Paleolimnological assessment of near-pristine conditions and ecological status in potential reference lakes. How to assess and monitor ecological quality in freshwaters. TemaNord 2003: 547, 161-162.

Heinonen P. 2002. Eniten muuttuu vesien seuranta. Aquarius 2/2002. Suomen vesien suojeluyhdistysten liitto ry. Tampere.

Heinonen P., Pietiläinen O-P., Airaksinen O., Haapala A., Hammar T., Holopainen A-L., Hämäläinen H., Issakainen J., Kanninen A., Karttunen K., Leka J., Lepistö L., Luotonen H., Manninen P., Mononen P., Mäkinen H., Niinioja R., Pilke A., Rissanen J., Sandman O., Servomaa K., Sojakka P., Tolonen K. T., Ustinov A., Vallinkoski V-M., Valta-Hukkonen K. & Vuoristo H. 2004. Monitoring and Assessment of the Ecological Status of Lakes: a pilot procedure developed and tested in the Life Vuoksi project. The Finnish environment 719. Finnish Environment Institute. Helsinki. 106s.

Helminen H. & Sarvala J. 1997. Responses of Lake Pyhäjärvi (SW Finland) to variable recruitment of the major planktivorous fish, vendace (*Coregonus albula*). Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 54: 32-40.

Hoitokalastus kestävän kalatalouden turvaajana (KOR 2002-2006). Pyhäjärven suojelurahasto. [Viitattu 12.1.2005]. Saatavilla [www-muodossa: http://www.pyhajarvensuojelu.net/page.asp?id=284](http://www.pyhajarvensuojelu.net/page.asp?id=284)

Hollo E., Mehling M. & Taina T. 2003. Vertaileva vesioikeus. Suomen ympäristöoikeustieteen seuran julkaisuja 35 (7-354). Helsinki. 485s.

Holzwarth F. 2002. The Eu Water Framework Directive – a key to catchment-based governance. Water Science and Technology 45, 8, 105-112.

Iho A. 2004. Pyhäjärven Yläneenjoen alueen peltoviljelyn fosforikuormituksen kustannustehokas vähentäminen. Helsingin Yliopisto, Taloustieteen laitos. Selvityksiä nro 23, Ympäristöekonomia. Helsinki. 98s.

Johnson R. 2002. Reference conditions and validation. Typology and ecological classification of lakes and rivers. TemaNord 2002: 566, 32-34.

Kallis G. & Nijkamp P. 1999. Evolution of EU water policy: A critical assessment and a hopeful perspective. Free University Amsterdam, Faculty of Economics Sciences, Business Administration and Econometrics. Serie Research Memoranda. 0027. 28s. <http://ideas.repec.org/p/dgr/vuarem/1999-27.html>

Kallis G. & Butler D. 2001. The EU water framework directive: measures and implications. Water Policy 3, 125-142.

Kalpa A. 2001. Ranta- ja vesikasvillisuus. Pyhäjärvi – yhteistyöllä vauhtia vesiensuojeluun Lounais-Suomessa. Pyhäjärvi-instituutin julkaisuja 26. Pyhäjärven suojelurahasto, Pyhäjärvi-instituutti, Lounais-Suomen ympäristökeskus, Pyhäjärvi-Life. Uusikaupunki. 108s.

Ketola J. 2001. Kustannusten kattamisen periaatteen toteutuminen Suomen vesilainsäädännössä. Ympäristöoikeudellisia tutkielmia. Suomen ympäristöoikeustieteen seuran julkaisuja 34 (153-237). Helsinki. 237s.

Kiuru H., Rautiainen J. & Harinen A. 1998. Selvitys vesihuoltolaitosten taloudellisesta tilasta, Maa- ja metsätalousministeriön julkaisuja 6/2001. Helsinki. 50s. ISSN 1238-2531, ISBN 952-453-044-9.

Kirkkala T. 2001. Ravinnekuormituksen kehitys on monen tekijän summa. Pyhäjärvi – yhteistyöllä vauhtia vesiensuojeluun Lounais-Suomessa. Pyhäjärvi-instituutin julkaisuja 26. Pyhäjärven suojelurahasto, Pyhäjärvi-instituutti, Lounais-Suomen ympäristökeskus, Pyhäjärvi-Life. Uusikaupunki. 108s.

Kirkkala T., Mattila H. & Sarvala J. 2001. Maa- ja metsätalouden vesiensuojelu. Pyhäjärvi – yhteistyöllä vauhtia vesiensuojeluun Lounais-Suomessa. Pyhäjärvi-instituutin julkaisuja 26. Pyhäjärven suojelurahasto, Pyhäjärvi-instituutti, Lounais-Suomen ympäristökeskus, Pyhäjärvi-Life. Uusikaupunki. 108s.

Kirkkala T. & Sarvala J. 2001. Kasvi- ja eläinplankton. Pyhäjärvi – yhteistyöllä vauhtia vesiensuojeluun Lounais-Suomessa. Pyhäjärvi-instituutin julkaisuja 26. Pyhäjärven suojelurahasto, Pyhäjärvi-instituutti, Lounais-Suomen ympäristökeskus, Pyhäjärvi-Life. Uusikaupunki. 108s.

Kuitunen S. & Hyytinen K. 2004. Julkisten tutkimuslaitosten vaikutusten arviointi. Käytäntöjä, kokemuksia ja haasteita. VTT tiedotteita 2230. Espoo. 2004. 55s.

Kujala-Räty K. & Santala E. 2001. Haja-asutuksen jätevesien käsittelyn tehostaminen. Suomen Ympäristö 491. Suomen ympäristökeskus. Helsinki. 299s.

Lehtoranta J. & Gran V. 2002. Sedimentistä veteen vapautuvat ravinteet Pyhäjärvellä. Suomen ympäristökeskuksen moniste 247. Suomen ympäristökeskus. Helsinki. 31s.

Lindholm A. 2002. Finland in EU Environmental Policy. The Finnish environment 551. Ministry of the Environment. Helsinki. 95s.

Maatalouden tilastollinen kuukausikatsaus. 9/2004. Tietokappi. Maa- ja metsätalousministeriön tietopalvelukeskus. Helsinki. 2004.

Mattila H., Kirkkala T., Salomaa E., Sarvala J. & Haliseva-Soila M. 2001. Pyhäjärvi – yhteistyöllä vauhtia vesiensuojeluun Lounais-Suomessa. Pyhäjärvi-instituutin julkaisuja 26. Pyhäjärven suojelurahasto, Pyhäjärvi-instituutti, Lounais-Suomen ympäristökeskus, Pyhäjärvi-Life. Uusikaupunki. 108s.

Moss T. 2003. The governance of land use in river basins: prospects for overcoming problems of institutional interplay with the EU Water Framework Directive. Land Use Policy 21 (2004) 85-94.

Mostert E. 2003. The European Water Framework Directive and water management research. Physics and Chemistry of the Earth 28 (2003) 523-527.

Mäkinen H. 2000. 2000-luvun vesipiirit. Näkemyksiä Euroopan Unionin vesipolitiikan puitteiden edellyttämästä aluejaosta. Suomen ympäristö 360. Suomen ympäristökeskus. Helsinki. 108s.

Nixon S., Trent Z., Marcuello C. & Lallana C. 2003. Europe's water: An indicator-based assessment. EEA. Copenhagen. 99s.  
[http://reports.eea.eu.int/topic\\_report\\_2003\\_1/en/Topic\\_1\\_2003\\_web.pdf](http://reports.eea.eu.int/topic_report_2003_1/en/Topic_1_2003_web.pdf)

Osallistuminen vesienhoidon suunnitteluun. Ympäristöministeriö. Päivitetty 4.11.2004. (viitattu 25.11.2004) Saatavilla www-muodossa:  
<http://www.ymparisto.fi/default.asp?contentid=103578&lan=FI>

Pilke A., Heinonen P., Karttunen K., Lepistö L., Mitikka S., Pietiläinen O-P., Rask M., Rissanen J., Tammi J. & Vuoristo H. 2002a. Ecological classification of lakes and the EU Water Framework Directive. In: Haunia S.(ed.). EurAqua. Eighth scientific and technical review. Good ecological status: Reference conditions for surface waters. Proceedings. Helsinki. p. 21-34.

Pilke A., Heinonen P., Karttunen K., Koskenniemi E., Lepistö L., Pietiläinen O-P., Rissanen J. & Vuoristo H. 2002b. Finnish draft for typology of lakes and rivers. Typology and ecological classification of lakes and rivers. TemaNord 2002: 566, 42-43.

Pintavesien laatu. 2005. Suomen ympäristökeskus. Päivitetty 25.1.2005 [viitattu 15.2.2005]. Saatavilla www-muodossa:  
<http://www.ymparisto.fi/default.asp?contentid=114616&lan=fi>

Public Participation in relation to the Water Framework Directive. 2003. Quidance Document No 8. Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive. Office for Official Publications of the European Communities, 2003. 201s.

Puustinen M., Koskiaho J., Gran V., Jormola J., Maijala T., Mikkola-Roos M., Puumala M., Riihimäki J., Rätty M. & Sammalkorpi I. 2001. Maatalouden vesiensuojelukosteikot. VESIKOT-projektin loppuraportti. Suomen Ympäristö 499. Suomen ympäristökeskus. Helsinki. 61s.

Puustinen M., Koskiaho J., Puumala M., Riihimäki J., Rätty M., Jormola J., Gran V., Ekholm P., Maijala T. 2000. Vesiensuojelukosteikot viljelyalueiden valumavesien hallinnassa. Suomen ympäristökeskuksen moniste 178. Suomen ympäristökeskus. Helsinki. 67s.

Pyhäjärven suojelurahaston tiedote 24.3.2004. Pyhäjärven suojelurahasto. [viitattu 18.11.2004]. Saatavilla www-muodossa:  
[http://www.tiedotus.com/pyhajarvensuojelu/PSR\\_tiedote\\_240304.pdf](http://www.tiedotus.com/pyhajarvensuojelu/PSR_tiedote_240304.pdf)

Pyykkönen S., Grönroos J., Rankinen K., Laitinen P., Karhu E. & Granlund K. 2004. Ympäristötuen mukaiset toimenpiteet ja niiden vaikutukset vesistökuormitukseen vuosina 2000-2002. Suomen Ympäristö 711. Suomen ympäristökeskus. Helsinki. 119s.

Rannalla – rantojen kehittämishanke (ALMA 2002-2004). Pyhäjärven suojelurahasto. [viitattu 24.11.2004]. Saatavilla www-muodossa:  
<http://www.tiedotus.com/pyhajarvensuojelu/page.asp?id=461>

Rotko P. & Laitinen L. 2004. Viestintä ja vuorovaikutus vesistöjen käytössä ja hoidossa. Suomen Ympäristö 674. Suomen ympäristökeskus. Helsinki. 123s.

Rotko P. & Lyytimäki J. 2004. Viestintä vesistöjen kunnostuksessa: Innostaminen, uutisointi ja sosiaalinen pääoma. Suomen ympäristö 717. Suomen ympäristökeskus. Helsinki. 65s.

Salomaa E. 2001. Elinvoimainen kalatalous auttaa järven suojelua. Pyhäjärvi – yhteistyöllä vauhtia vesiensuojeluun Lounais-Suomessa. Pyhäjärvi-instituutin julkaisuja 26. Pyhäjärven suojelurahasto, Pyhäjärvi-instituutti, Lounais-Suomen ympäristökeskus, Pyhäjärvi-Life. Uusikaupunki. 108s.

Sarvala J. 2001. Miten järviekosysteemi toimii? Pyhäjärvi – yhteistyöllä vauhtia vesiensuojeluun Lounais-Suomessa. Pyhäjärvi-instituutin julkaisuja 26. Pyhäjärven suojelurahasto, Pyhäjärvi-instituutti, Lounais-Suomen ympäristökeskus, Pyhäjärvi-Life. Uusikaupunki. 108s.

Sarvala J. & Helminen H. 2001. Kalastus veden laadun kohentajana. Pyhäjärvi – yhteistyöllä vauhtia vesiensuojeluun Lounais-Suomessa. Pyhäjärvi-instituutin julkaisuja 26. Pyhäjärven suojelurahasto, Pyhäjärvi-instituutti, Lounais-Suomen ympäristökeskus, Pyhäjärvi-Life. Uusikaupunki. 108s.

Sarvala J., Helminen H. & Auvinen H. 1998. Portrait of a flourishing freshwater fishery: Pyhäjärvi, a lake in SW-Finland. *Boreal Environment Research* 3: 329-345.

Sarvala J., Lehtoranta J. & Gran V. 2001. Ravinteiden liukeneminen pohjasta. Pyhäjärvi-instituutin julkaisuja 26. Pyhäjärven suojelurahasto, Pyhäjärvi-instituutti, Lounais-Suomen ympäristökeskus, Pyhäjärvi-Life. Uusikaupunki. 108s.

Sarvala J. & Saarikari V. 2001. Pohjaeläimet ja kalasto. Pyhäjärvi – yhteistyöllä vauhtia vesiensuojeluun Lounais-Suomessa. Pyhäjärvi-instituutin julkaisuja 26. Pyhäjärven suojelurahasto, Pyhäjärvi-instituutti, Lounais-Suomen ympäristökeskus, Pyhäjärvi-Life. Uusikaupunki. 108s.

Sarvala J., Turkki H., Juntura E. & Hyry I. 2001. Muut sisäisen kuormituksen vähentämismenetelmät. Pyhäjärvi – yhteistyöllä vauhtia vesiensuojeluun Lounais-Suomessa. Pyhäjärvi-instituutin julkaisuja 26. Pyhäjärven suojelurahasto, Pyhäjärvi-instituutti, Lounais-Suomen ympäristökeskus, Pyhäjärvi-Life. Uusikaupunki. 108s.

Savola A. (toim.) 2000. Kyläsuunnittelu Pyhäjärven valuma-alueella. Lounais-Suomen ympäristökeskuksen monistesarja 25/2000. Turku. 36s.

Tietokappi. 2004. Maataloustilastotiedote 1/2004. Maa- ja metsätalousministeriön tietopalvelukeskus. Helsinki. 2004.

Turkki H., Savola A. & Kirkkala T. 2001. Kyläsuunnittelu on yhteistyötä. Pyhäjärvi – yhteistyöllä vauhtia vesiensuojeluun Lounais-Suomessa. Pyhäjärvi-instituutin julkaisuja 26. Pyhäjärven suojelurahasto, Pyhäjärvi-instituutti, Lounais-Suomen ympäristökeskus, Pyhäjärvi-Life. Uusikaupunki. 108s.

Vesienhoidon suunnittelu ja yhteistyö. Valtion ympäristöhallinnon verkkopalvelu. Päivitetty 29.12.2004. Saatavilla [www-muodossa:](http://www.ymparisto.fi/default.asp?node=13630&lan=fi)

<http://www.ymparisto.fi/default.asp?node=13630&lan=fi>

Vesipolitiikan puitteiden direktiivi. 2000. Euroopan parlamentin ja neuvoston direktiivi 2000/60/EY yhteisön vesipolitiikan puitteista. Euroopan yhteisöjen virallinen lehti L327. 72s.

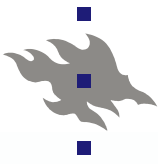
Vesistön ravinnekuormitus ja luonnonhuuhtouma. Valtion ympäristöhallinnon verkkopalvelu. Päivitetty 25.10.2004. Saatavilla www-muodossa:  
<http://www.ymparisto.fi/default.asp?contentid=29826&lan=fi>

Vuosikeskihinnat. Veroton pakkaamohinta perustuotteittain 1995-2003. Kasvistieto Oy. [Viitattu 10.12.2004]. Saatavilla www-muodossa:  
<http://www.kasvistieto.fi/vuosih.html>

Väisänen V., Lakso E., Visuri M., Hellsten S. & Väisänen T. 2001. Metsätalous ja vesistöjen kunnostaminen. Taloudellinen arviointi järvikunnostuskustannusten perusteella. Alueelliset ympäristöjulkaisut 230. Pohjois-Pohjanmaan ympäristökeskus. Oulu. 97s.

Wallin M. & Fölster J. 2002. WFD typologies in the Nordic countries. Typology and ecological classification of lakes and rivers. TemaNord 2002: 566, 14-17.

Öljykasvinviljelijän opas. Agronet. Päivitetty 8.6.2004. Saatavilla www-muodossa:  
<http://www.agronet.fi/rypsi2000/>



Taloustieteen laitoksen selvityksiä:

- Nro.
18. Leena Erälinna & Saara Hyvönen (2003): Strateginen suuntautuminen, markkinointi ja menestyminen. Tutkimus eri kehitysvaiheissa olevista pienistä ja keskisuurista lihanjalostusalan yrityksistä. Markkinointi.
  19. Jarmo Markula (2003): Elintarvikkeiden alkutoimiala. Elintarvike-ekonomia.
  20. Sanna Rusanen (2003): Elintarvikkeiden kulutuskehitys 1930-luvulta ja ennusteet vuoteen 2005. Maatalouspolitiikka.
  21. Sami Kilpeläinen, Terhi Latvala & Jukka Kola (2004): Zoonoosien aiheuttamat kustannukset elintarvikeketjussa. Maatalouspolitiikka.
  22. Jukka Pekoniemi, Timo Karhula ja Matti Ylätaalo (2004): Maidontuotannon 141-tuen jatkotarpeen selvittäminen. Maatalouden liiketaloustiede.
  23. Antti Iho (2004): Pyhäjärven Yläneenjoen alueen peltoviljelyn fosforikuormituksen kustannustehokas vähentäminen. Ympäristöekonomia.
  24. Mari Koistinen (2005): Arjen helpotusta vai turhaa yllisyyttä – työssäkäyvien äitien ajatuksia kotitaloustyön teettämisestä. Kuluttajaekonomia.
  25. Juha Stark (2005): Nuoret ja euro: hyvästi markka – tervetuloa euro. Kuluttajaekonomia.
  26. Anna-Maija Liikanen (2005): Kanta-asiakkuutta Helsingin kattojen yllä – Tutkimus ravintolan kanta-asiakkaiden muodostamasta yhteisöstä ja sen toiminnasta. Kuluttajaekonomia.
  27. Minna Koskela (2005): Hahmomarkkinoinnin vaikutus lapsen ostopäätökseen. Kuluttajaekonomia.
  28. Marko Lindroos ja Anu Raijas (toim.) (2005): Artikkeleita Taloustieteen laitoksen opinnäytetöistä vuodelta 2004
  29. Soile Kulmala (2005): Yksikkökohtaiset kalastuskiintiöt Selkämeren silakan kalastuksessa: bioekonominen analyysi. Ympäristöekonomia.
  30. Lauri Pietikäinen (2005): Cod fishery of the European Union and Russia at the Baltic Sea – a game-theoretic analysis. Ympäristöekonomia.
  31. Kaisa Huttunen (2005): ”Kapitalistin aseinen kapitalismia vastaan - suomalaisen radikaalin kuluttajaliikkeen vaiheita. Kuluttajaekonomia.
  32. Marko Lindroos ja Anu Raijas (toim.) (2005): Kuluttajaliikettä, markkinointia ja kulutusta - Artikkeleita Taloustieteen laitoksen opinnäytetöistä vuosilta 2004–2005.
  33. Marko Lindroos ja Anu Raijas (toim.) (2005): Luonnonvarat ja ympäristö - Artikkeleita Taloustieteen laitoksen opinnäytetöistä vuosilta 2004–2005.
  34. Marko Lindroos, Markku Ollikainen, Kimmo Ollikka ja Anu Raijas (toim.) (2005): Päästökauppaa - Artikkeleita Taloustieteen laitoksen opinnäytetöistä vuosilta 2004–2005.